ÉBAUCHE POUR
COMMENTAIRES DU PUBLIC

DRAFT FOR
PUBLIC COMMENTS

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE

RAPPORT D'ÉVALUATION

SELS DE VOIRIE

Environnement Canada
Santé Canada

Août 2000

101-01994/

TABLE DES MATIÈRES

1.0 INTRODUCTION 5

2.0 SOMMAIRE DES DONNÉES ESSENTIELLES À L'ÉVALUATION DES SELS DE VOIRIE 10

2.1 IDENTITÉ, PROPRIÉTÉS, PRODUCTION ET SOURCES 10
2.1.1 Caractérisation 10
2.1.2 Propriétés physiques et chimiques 11
2.1.3 Production et utilisation 11
2.1.3.1 Chlorure de sodium 12
2.1.3.2 Chlorure de calcium 12
2.1.3.3 Mélanges de chlorure de sodium et de chlorure de calcium 13
2.1.3.4 Chlorure de magnésium 13
2.1.3.6 Chlorure de potassium 13
2.1.3.7 Saumures 13
2.1.3.8 Ferrocyanure 14
2.1.4 Sources et rejets 14
2.1.4.1 Sources naturelles 14
2.1.4.2 Sources anthropiques 15
2.2 CHARGES DE SELS DE VOIRIE 16
2.2.1 Réponses au sondage 16
2.2.2 Résultats 17
2.2.3 Chlorure de sodium 18
2.2.4 Chlorure de calcium 19
2.2.5 Fiabilité des données sur les charges 19
2.2.6 Conclusions 20
2.3 ÉLIMINATION DE LA NEIGE 20
2.3.1 Volumes de neige dans les villes canadiennes 20
2.3.2 Méthodes d'enlèvement et d'élimination de la neige 21
2.3.2.1 Méthodes sans enlèvement 21
2.3.2.2 Méthodes avec déversement dans les plans d'eau après traitement des eaux de la fonte des neiges 21
2.3.2.3 Méthodes de rejet dans les eaux de surface sans traitement 22
2.3.3 Méthodes d'élimination utilisées par les municipalités canadiennes 23
2.3.4 Caractérisation de la neige usée 23
2.3.5 Exposé 24
2.4 ENTREPÔTS DE SEL 24
2.4.1 Nombre d'entrepôts de sel et quantités de produits entreposées 25
2.4.2 Conception et gestion des entrepôts de sel 25
2.4.2.1 Opérations de manutention dans les entrepôts de sel 25
2.4.3 Estimation des pertes de sel dans les entrepôts de sel 26
2.4.4 Concentrations aux points de surface autour des entrepôts de sel 27

2.4.4.1 Concentrations de chlorure dans l'eau de puits des entrepôts de sel 27
2.4.4.2 Niveaux de chlorure dans les sols des entrepôts de sel tirés de la banque de données de vérification des lieux 28
2.4.4.3 Niveaux de chlorure dans les eaux souterraines tirés de la banque de données de vérification des lieux 28
2.4.4.4 Effets hors lieux des entrepôts de sel 29
2.5 DEVENIR ET VOIES DE PÉNÉTRATION DANS L'ENVIRONNEMENT 30
2.6 CARACTÉRISATION SPATIALE DES CONCENTRATIONS DANS LES EAUX DE SURFACE ... 33
2.6.1 Devenir et transport *33*
2.6.1.1 Chlorure 34
2.6.1.2 Sodium et potassium 34
2.6.1.3 Calcium 34
2.6.1.4 Magnésium 35
2.6.2 Concentrations dans l'environnement : lacs et rivières *35*
2.6.2.1 Région de l'Atlantique (Terre-Neuve, Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick et Île-du-Prince-Edouard) 35
2.6.2.2 Région du centre (Ontario et Québec) 36
2.6.2.3 Région des Prairies (Manitoba, Saskatchewan, Alberta) 39
2.6.2.4 Région du Pacifique (Colombie-Britannique) 40
2.6.2.5 Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nunavut 40
2.6.3 Concentrations dans l'environnement : sédiments benthiques *40*
2.6.4 Concentrations dans l'environnement : terres humides *41*
2.6.5 Concentrations dans l'environnement : lacs et étangs urbains *41*
2.6.6 Analyse spatiale du chlorure des sels de voirie dans les bassins versants canadiens *43*
2.6.6.1 Bassins versants 43
2.6.6.2 Exposition spatiale aux sels de voirie dans les bassins versants canadiens 43
2.6.6.3 Comparaison de la variation spatiale dans les valeurs observées de chlorure dans les eaux de surface 43
2.6.7 Résumé et conclusions *44*

3. 0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE ET ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999 46

3.1 LCPE 1999, 64(*a*) : ENVIRONNEMENT ET LCPE 1999, 64(*b*): ENVIRONNEMENT ESSENTIEL POUR LA VIE 46
3.1.1 Méthodes d'évaluation *46*
3.2 EAUX SOUTERRAINES 47
3.2.1 Introduction *47*
3.2.2 Principes sur les eaux souterraines *47*
3.2.2.1 Cycle de l'eau 47
3.2.2.2 Flux d'infiltration et alimentation de la nappe souterraine 48
3.2.2.3 Écoulement à travers le sol saturé et migration des polluants 48
3.2.3 Effets des sels de voirie sur la qualité des eaux souterraines *49*

3.2.3.1 Facteurs qui contrôlent la migration des sels de voirie 49
3.2.3.2 Concentrations prévues de sels de voirie dans les eaux souterraines 49
3.2.3.3 Migration du panache et évaluation des effets 51
3.2.4 Études de cas *52*
3.2.5 Conclusions *55*
3.3 ÉCOSYSTÈMES DES EAUX DE SURFACE 55
3.3.1 Caractérisation du risque selon le quotient *56*
3.3.1.1 Évaluations de niveau 1 et de niveau 2 57
3.3.1.2 Évaluations de niveau 3 59
3.3.2 Preuves sur le terrain des effets sur la population ou les écosystèmes *64*
3.3.2.1 Ruisseaux et rivières 65
3.3.2.2 Terres humides 67
3.3.2.3 Lacs 67
3.3.3 Effets abiotiques *69*
3.3.3.1 Disponibilité des métaux 69
3.3.3.2 Lacs méromictiques 69
3.3.4 Conclusions pour les écosystèmes des eaux de surface *71*
3.4 SOLS 72
3.4.1 Évaluation de l'étendue de la salinisation des sols due à l'épandage des sels de voirie *72*
3.4.1.1 Définitions et équations 73
3.4.1.2 Charges calculées de sel et effets associés de la salinisation du sol 74
3.4.1.3 Études de cas 75
3.4.1.4 Exposé 76
3.4.1.5 Conclusions 79
3.4.2 Effets biologiques des sels de voirie sur les sols *79*
3.4.2.1 Rôle écologique des communautés biotiques du sol 80
3.4.2.2 Effets sur le biote du sol 80
3.4.2.3 Exposition des organismes du sol au sel de voirie 81
3.4.2.4 Évaluation sur l'environnement 81
3.4.2.5 Conclusions 81
3.5 SELS ET VÉGÉTATION TERRESTRE 82
3.5.1 Évaluation prudente sur l'environnement *83*
3.5.1.1 Concentrations minimales avec effet observé 83
3.5.1.2 Valeurs estimées de l'exposition 84
3.5.1.3 Estimation du quotient de risque 85
3.5.2 Évaluation détaillée sur l'environnement *85*
3.5.2.1 Réponse au sodium dans le sol 85
3.5.2.2 Réponse au chlorure dans le sol 85
3.5.2.3 Réponse au chlorure de sodium dans le sol 86
3.5.2.4 Conclusions de l'évaluation détaillée sur l'environnement 86
3.5.3 Études sur le terrain *87*
3.5.3.1 Diffusion des espèces végétales halophiles 87

3.5.3.2 Autoroute à quatre voies de Grimsby, Ontario 87
3.5.3.3 Changements aux communautés dans une tourbière perturbée par le sel de voirie 88
3.5.3.4 Poussières de sel d'une autoroute à quatre voies sur des vergers de pêchers et de pruniers dans le sud de l'Ontario 89
3.5.3.5 Poussières de sel d'une autoroute à deux voies sur les bleuets de l'ouest de la Nouvelle-Écosse 89
3.5.3.6 Concentrations dans le sol et dans les plantes ligneuses sur le bord des autoroutes à l'intérieur de la Colombie-Britannique 90
3.5.3.7 Concentrations dans le sol et dans le feuillage des plantes ligneuses le long d'une autoroute à deux voies 91
3.5.3.8 Concentrations dans le feuillage des plantes ligneuses le long d'une autoroute à deux voies 92
3.5.3.9 Concentrations dans le sol et dans les plantes ligneuses en aval d'une autoroute à quatre voie de la Colombie-Britannique 93
3.5.3.10 Concentrations dans le sol et dans le feuillage des espèces ligneuses près d'un entrepôt de sel 95
3.5.4 Résumé de l'évaluation du risque et conclusions 96
3.6 FAUNE SAUVAGE 97
3.6.1 Caractérisation de l'exposition 97
3.6.1.1 Mammifères 97
3.6.1.2 Oiseaux 98
3.6.2 Caractérisation des effets 99
3.6.2.1 Toxicité aiguë du chlorure de sodium 99
3.6.2.2 Effets sous-létaux dus à l'excès de sel chez les oiseaux et les mammifères 100
3.6.3 Caractérisation du risque 101
3.6.3.1 Estimation de la contribution de la toxicité du sel aux accidents avec les véhicules 101
3.6.3.2 Conclusions et exposé sur l'incertitude 102
3.7 FERROCYANURES 104
3.7.1 Caractérisation de l'exposition 104
3.7.2 Concentrations dans l'environnement mesurées et estimées 106
3.7.3 Caractérisation des effets 107
3.7.4 Caractérisation du risque 109
3.7.4.1 Caractérisation du risque de niveau 1 109
3.7.4.2 Conclusions pour le niveau 1 110
3.7.4.3 Caractérisation du risque de niveau 2 110
3.7.4.4 Conclusions pour l'évaluation de niveau 2 112
3.7.4.5 Caractérisation du risque de niveau 3 112
3.7.5 Conclusion proposée pour les ferrocyanures 114
3.8 CONCLUSIONS PROPOSÉES 114
3.9 CONSIDÉRATIONS POUR LE SUIVI (MESURES À PRENDRE) 115

4.0 RÉFÉRENCES..... 117

ANNEXE A: STRATÉGIES DE RECHERCHES UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES 138

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Sels de voirie et produits chimiques d'entretien des routes 140
Tableau 2 : Propriétés physiques et chimiques des sels de voirie 141
Tableau 3 : Charges totales de chlorure de sodium sur les routes au Canada, hiver 1997–98 142
Tableau 4 : Quantité de chlorure de calcium utilisée sur les routes au Canada dans une année normale 142
Tableau 5 : Charges totales de chlorure 143
Tableau 6 : Volume total de neige usée et quantité de sel utilisé dans certaines villes canadiennes pendant l'hiver 1997–1998 143
Tableau 7 : Méthodes d'élimination de la neige utilisées dans certaines villes canadiennes, hiver 1997–1998 144
Tableau 8 : Nombre d'entrepôts de sel provinciaux et utilisation de NaCl et d'abrasifs par province 144
Tableau 9 : Estimation de l'importance des pertes de sel dans les entrepôts de sel 145
Tableau 10 : Concentrations de chlorure (mg/L) dans les ruisseaux du *Toronto Remedial Action Plan Watershed* pour 1990–1996 145
Tableau 11 : Résumé des calculs de niveau 2. La VCT est la valeur critique de la toxicité, VEE est la valeur estimée de l'exposition (1 000 mg/L de chlorure) la VESEO est la valeur estimée sans effet observé (VCT/facteur d'application). (Voir le texte pour plus d'explications.) 145
Tableau 12 : Réponses des organismes à la toxicité du chlorure de sodium après exposition de moins d'une journée 146
Tableau 13 : Réponses des organismes à la toxicité du chlorure de sodium après exposition d'une journée 147
Tableau 14 : CL_{50} après 4 jours de divers taxons exposés au chlorure de sodium 148
Tableau 15 : CL_{50} après 7 jours et CE_{50} de divers taxons exposés au chlorure de sodium. Coefficient CL_{50}/CE_{50} calculé pour des études qui estimaient les deux paramètres (c.-à-d. Cowgill et Milazzo (1990) et Beak (1999)) 149
Tableau 16 : Pourcentage cumulatif prévu d'espèces affectées par l'exposition chronique au chlorure (mg/L) 150
Tableau 17 : Tolérance au chlorure de sodium d'espèces de plantes choisies dans la zone perturbée par le sel du Pinhook Bog, Indiana 150
Tableau 18 : pH, optima de phosphore total (PT) et de chlorure (Cl) pour des espèces de diatomées choisies dans le nord-est des États-Unis 151
Tableau 19 : Gamme des seuils estimés pour le sol et l'eau pour diverses formes de plantes. 151
Tableau 20 : Gamme des seuils estimés pour les concentrations dans les tissus des herbacées après exposition à une solution dans le sol ou dans l'eau 152
Tableau 21 : Gamme des seuils estimés pour les concentrations dans les tissus ligneux après exposition aérienne 152

Tableau 22 : Calcul du nombre de particules de sel qui doivent être ingérées afin d'atteindre les valeurs critiques de la toxicité en supposant un moineau domestique modèle de 28 g qui consomme des particules à la limite supérieure de la plage de ses préférences connues 152
Tableau 23 : Calcul du nombre de particules de sel qui doivent être ingérées afin d'atteindre les valeurs critiques de la toxicité en supposant un moineau domestique modèle de 28 g qui consomme des particules de grosseur moyenne 153
Tableau 24 : Résultats du calcul des quotients de risque pour le biote aquatique – Niveau 1 153
Tableau 25 : Résumé de l'évaluation des effets sur le biote terrestre – Niveau 1 154
Tableau 26 : Résultat du calcul des quotients de risque pour le biote aquatique – Niveau 2. 154
Tableau 27 : Résumé de l'évaluation des effets sur le biote terrestre – Niveau 2 154

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Km totaux de route à deux voies provinciale sur laquelle on peut épandre du sel . 155
Figure 2 : Fraction de surface du réseau routier provincial..... 156
Figure 3 : Taux d'épandage de sel de voirie à base de chlorure de sodium par agence provinciale 157
Figure 4 : Taux d'épandage municipal moyen de sel de voirie à base de chlorure de sodium 158
Figure 5 : Tonnes de chlorure de sodium utilisées par district d'entretien..... 159
Figure 6 : Grammes de sel par mètre carré de district d'entretien..... 160
Figure 7 : Concentration quotidienne moyenne de lixiviat provenant des piles de sable traités au sel, 1975-76 161
Figure 8 : Concentration quotidienne moyenne de lixiviat provenant des piles de sable traités au sel, 1976-77 162
Figure 9 : Concentrations de chlorure dans les puits municipaux de Heffley Creek..... 163
Figure 10 :Voies de transport des sels de voirie..... 164
Figure 11 : Ruissellement par unité de surface - valeurs médianes..... 165
Figure 12 : Charges de chlorure provenant des sels de voirie, g Cl/m^2 de bassin versant 166
Figure 13 : Concentrations de chlorure par bassin versant, valeurs médianes du ruissellement 167
Figure 14 : Concentrations de chlorure observées dans les bassins versants canadiens..... 168
Figure 15 : Fraction des concentrations observées de chlorure provenant des sels de voirie. 169
Figure 16 : Concentration estimée de chlorure dans les eaux souterraines à divers taux d'épandage et à un taux d'alimentation des eaux souterraines de 10 cm/an..... 170
Figure 17 : Concentration estimée de chlorure dans les eaux souterraines à divers taux d'épandage et à un taux d'alimentation des eaux souterraines de 20 cm/an..... 171
Figure 18 : Concentration estimée de chlorure dans les eaux souterraines à divers taux d'épandage et à un taux d'alimentation des eaux souterraines de 40 cm/an..... 172
Figure 19 : Concentration de chlorure dans les eaux souterraines des puits municipaux d'approvisionnement dans le sud de l'Ontario 173
Figure 20 : Toxicité aiguë expérimentale et toxicité chronique prévue pour les taxons aquatiques 174
Figure 21 : Toxicité aiguë expérimentale et toxicité chronique prévue pour les taxons aquatiques 175
Figure 22 : Diversité des espèces selon une grille de salinité et de chlorure..... 176
Figure 23 : Carte de localisation des régions d'épandage de sels de voirie posant un danger faible, moyen ou élevé, selon le produit de la teneur en argile du sol et du coefficient de sodium échangeable..... 177
Figure 24 : Estimation des solides dissous totaux, de la conductivité électrique et du potentiel osmotique de la solution du sol et des eaux de surface moyennes, par bassin versant de niveau 2 et par municipalité, centre du Canada 178
Figure 25 : Estimation des solides dissous totaux, de la conductivité électrique et du potentiel osmotique de la solution du sol et des eaux de surface moyennes, le long des routes par district provincial d'entretien, centre du Canada..... 179

Figure 26 : Pourcentage de sodium échangeable le long des routes par district provincial d'entretien..... 180
Figure 27 : Tolérance au sel et rendement des récoltes en fonction de la salinité du sol (conductivité électrique CE) et % estimé de routes ayant un niveau correspondant de CE 181

LISTE DES ACRONYMES ET DES ABRÉVIATIONS

CAS	*Chemical Abstracts Service*
CE	conductivité électrique
CE_{50}	concentration efficace médiane
CI_{50}	concentration inhibitrice
CL_{50}	concentration létale médiane
CMENO	concentration minimale ayant un effet nocif observé
CMEO	concentration minimale ayant un effet observé
CSE	coefficient de sodium échangeable
CSEO	concentration sans effet observé
DL_{50}	dose létale médiane
EES	étude environnementale d'un site
FOS	facteur d'occupation des sols
IC	intervalle de confiance
kg-pc	kilogramme de poids corporel
K_{oc}	coefficient de répartition carbone organique:eau
K_{om}	coefficient de sorption du sol
K_{ow}	coefficient de répartition octanol/eau
LCPE 1999	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*
LCPE	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
MTO	Ministère du transport de l'Ontario
MTQ	Ministère du transport du Québec
NMENO	niveau minimal ayant un effet nocif observé
NMEO	niveau minimal ayant un effet observé
NSENO	niveau sans effet nocif observé
NSEO	niveau sans effet observé
OP	potentiel osmotique
RGT	Région du Grand Toronto
SDT	sel dissous total
VCT	valeur critique de la toxicité
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé

SYNOPSIS

Les sels de voirie pénètrent dans l'environnement canadien par leur entreposage et leur utilisation et par l'élimination de la neige. Les sels de voirie servent en hiver à l'entretien des routes (déglaçage et anti-glaçage) et en été, à la réduction de la poussière. Les sels inorganiques examinés dans la présente évaluation incluent le chlorure de sodium, le chlorure de calcium, le chlorure de potassium et le chlorure de magnésium; dans l'environnement, ces sels se dissocient en un ion chlorure et son cation correspondant. On a en outre évalué les ferrocyanures, des additifs antiagglomérants ajoutés aux sels de voirie. On estime qu'environ 4 750 000 tonnes de fondants au chlorure de sodium ont été épandues pendant l'hiver 1997-1998 et que 110 000 tonnes de chlorure de calcium sont utilisées sur les routes chaque année. On estime que 2 950 000 tonnes de chlorure de tous genres ont été rejetées dans l'environnement au Canada pendant l'hiver 1997-1998. On n'utilise que de très petites quantités des autres sels.

Ces composés pénètrent dans les eaux de surface, dans le sol et dans les eaux souterraines après la fonte des neiges, et sont dispersés dans l'atmosphère par les éclaboussures et la poussière d'eau. Les ions chlorure sont très conservatifs c'est-à-dire qu'ils suivent le cycle de l'eau sans retard et sans perte. Tous les ions chlorure qui pénètrent dans les eaux souterraines atteindront éventuellement les eaux de surface : quelques années à quelques décennies ou plus peuvent être nécessaires pour que les concentrations dans les eaux souterraines atteignent l'état d'équilibre.

Les préoccupations qui les concernent touchent tous les milieux environnementaux à cause de leur dispersion générale dans l'environnement. Les concentrations de fond naturelles de sel dans l'eau sont élevées dans certaines régions des Prairies et de la Colombie-Britannique alors qu'elles sont de quelques mg/L dans d'autres. De fortes concentrations de chlorure liées à l'épandage des sels de voirie sur les routes ont été mesurées dans l'eau et on rapporte, par exemple, des maximum d'environ 19 000 mg/L dans les eaux de ruissellement des routes, de 89 000 mg/L dans les eaux de la fonte des neiges, de 13 000 mg/L dans les terres humides, de 8 500 mg/L dans les fossés et les ruisseaux, de 4 310 mg/L dans les petites rivières, de 150 mg/L dans les lacs ruraux et de 2 000 à 3 000 mg/L dans les lacs de retenue urbains. Dans les eaux souterraines, des concentrations de l'ordre de 2 800 mg/L ont été associées aux lieux d'entreposage et d'environ 400 mg/L, aux sources urbaines générales. Les modèles et les mesures sur le terrain indiquent que le problème est important dans les régions urbaines qui en font un usage fréquent, notamment dans le sud de Ontario et du Québec et dans les Maritimes. Des mesures sur le terrain révèlent que l'épandage sur les routes dans les régions rurales peut augmenter les concentrations de chlorure même dans les lacs à quelques centaines de mètres des routes.

Des effets nocifs sur le biote aquatique ont été observés en laboratoire après exposition à des concentrations de chlorure d'aussi peu que 400 mg/L, pour les effets non létaux (champignons), de 874, 989 et 1 068 mg/L pour les effets létaux moyens (embryons de têtes-de-boule, œufs/embryons de truite arc-en-ciel, daphnies, respectivement). La concentration n'ayant

aucun effet observé (CSEO) pour le test du premier stade de 33 jours sur la survie de la tête-de-boule était de 252 mg/L de chlorure, la concentration minimale à laquelle des effets ont été observés (CMEO) (réduction de 9 % du taux de survie) étant de 352 mg/L. Un modèle utilisant des facteurs aigus à chroniques révèle que des effets létaux moyens sont possibles à des concentrations aussi faibles que 210 mg/L de chlorure pour les daphnies. Environ 5 % des espèces aquatiques seraient touchées (concentration létale moyenne) à des concentrations de chlorure d'environ 210 mg/L, alors que 10 % pourraient l'être à environ 240 mg/L. Des concentrations encore plus faibles peuvent provoquer des changements à la structure des populations ou des communautés. Chaque espèce d'algue ayant sa concentration optimale de sel, des concentrations de sel de 12 à 235 mg/L ont provoqué des changements de populations. Les fortes concentrations de chlorure dans les lacs peuvent aussi augmenter la disponibilité des métaux et, en empêchant le mélange saisonnier des eaux, avoir des répercussions sur la distribution de l'oxygène et des éléments nutritifs.

Les quelques mesures disponibles établissent un lien entre les concentrations dans le sol et les effets abiotiques directs ou biologiques sur les sols. Des modèles des concentrations de sel de voirie dans le sol indiquent que les effets se limiteraient aux zones des emprises routières ou aux zones adjacentes. Des études révèlent également que des concentrations d'environ 60 ppm de Na et 90 ppm de Cl et plus dans le sol peuvent avoir des répercussions sur les micro-organismes sensibles. On rapporte des concentrations dans le sol supérieures à ces niveaux en deçà de 30 m de la bordure des autoroutes au Canada, ainsi que dans le sol des entrepôts de sel.

Des données de laboratoire et des mesures sur le terrain ont établi un lien entre les dommages causés à la végétation et la distance aux routes entretenues et les concentrations de sodium et de chlorure dans les tissus des plantes. Des concentrations dans le sol d'environ 68 ppm de Na et 215 ppm de Cl et plus, ou des concentrations dans leurs tissus d'environ 575 ppm de Na et de 800 ppm de Cl et plus ont des répercussions sur les plantes terrestres sensibles. On rapporte des concentrations dans le sol supérieures à ces niveaux à moins de 30 m de la bordure des autoroutes au Canada, ainsi que dans le sol des entrepôts de sel, et des concentrations supérieures à ces concentrations dans les tissus à moins de 100 m de la bordure des autoroutes canadiennes. Plusieurs études sur le terrain rapportent que l'utilisation des sels de voirie cause des dommages à la végétation et des changements à la structure des communautés de plantes près des routes.

Chez la faune mammifère et aviaire, l'exposition aux sels de voirie provoque des effets sur le comportement ainsi que des effets toxicologiques. Les sels de voirie augmentent la susceptibilité des oiseaux à être frappés par les automobiles et peuvent empoisonner directement certains oiseaux. Les oiseaux peuvent ingérer de la neige pour étancher leur soif, ce qui peut avoir des conséquences énergétiques négatives, l'eau de la fonte qui contient de fortes concentrations de sel pouvant augmenter l'ingestion de sel plutôt que d'éviter la toxicose au sel. Les sels de voirie peuvent aussi toucher la faune par ses effets sur l'habitat : la réduction de la couverture végétale ou les déplacements de populations peuvent avoir des répercussions sur la faune qui dépend de ces plantes pour son alimentation ou son abri.

Les ferrocyanures sont très persistants mais peu toxiques. Toutefois, en solution et en présence de lumière, ils peuvent se dissocier pour former des cyanures. À leur tour les ions de cyanure (sous forme de HCN) peuvent se volatiliser et se dissiper assez rapidement. Les effets ultimes des ferrocyanures dépendent donc de l'équilibre complexe de la photosynthèse et de la volatilisation qui, elles, dépendent des facteurs environnementaux. Des modèles venant appuyer cette hypothèse révèlent qu'il est possible que certains organismes aquatiques subissent des effets du cyanure dans les régions où l'on utilise de grandes quantités de sels de voirie, bien qu'on ne connaisse pas la probabilité que ces organismes sensibles y soient exposés pendant de longues périodes dans les habitats le long des routes.

À la lumière des données disponibles, on considère que les sels de voirie entrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet immédiat ou à long terme sur l'environnement et sur sa diversité biologique, et qu'ils constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie. En conséquence, on propose que les sels de voirie soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999)

Dans le futur, les gestionnaires devraient se concentrer sur les principales préoccupations que l'évaluation a mises en lumière c'est-à-dire les entrepôts de sel, l'épandage sur les routes, les lieux d'entreposage de la neige et les ferrocyanures.

Le recours aux fondants est une composante importante des stratégies visant à maintenir les routes ouvertes et sûres durant l'hiver et à réduire les accidents routiers, les blessures et la mortalité pendant les tempêtes de neige et de verglas. La Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (LSIP) reconnaît ces avantages dans sa recommandation d'évaluer leurs effets potentiels sur les organismes de l'environnement. Toute mesure élaborée à la suite de la présente évaluation devra être fondée sur l'optimisation des pratiques d'entretien des routes en hiver afin de ne pas compromettre la sécurité routière tout en minimisant les effets nocifs possibles sur les organismes de l'environnement. Toute mesure prise pour diminuer les effets sur les organismes de l'environnement réduira probablement aussi la contamination des sources souterraines d'eau potable, ce qui est assurément désirable.

Entrepôts de sel : Les principales préoccupations touchent à la contamination des eaux souterraines dans les entrepôts de sel, aux rejets dans les eaux de surface et leurs effets sur le biote aquatique; en outre, le ruissellement des eaux salées de la fonte des neiges peut avoir des effets directs sur les eaux de surface et sur la végétation de champ proche. À la lumière des sondages et des recensions, les pertes de sels des entrepôts de sel se produisent dans les lieux d'entreposage (ce qui inclut les piles de sel ainsi que les piles de sable auxquelles on a ajouté du sel) et pendant la manutention du sel, tant pour son entreposage que pour le chargement et le déchargement des camions. Le rejet des eaux de lavage des véhicules constitue lui aussi une source potentielle de pertes de sel. On devrait donc considérer prendre des mesures pour

s'assurer que le sel et les abrasifs sont entreposés de manière à réduire les pertes en les protégeant des intempéries, en adoptant des pratiques de gestion en vue de réduire les pertes pendant les déplacements et en améliorant la gestion des eaux de ruissellement et de lavage afin de réduire les rejets.

Épandage sur les routes : Les principales préoccupations écologiques sont liées aux régions à forte densité routière où le recours aux sels de voirie est élevé. On sait que les régions du sud de l'Ontario, du Québec et des Maritimes sont les plus grands utilisateurs de sel et ont donc le plus fort potentiel de contamination des sols et des eaux de surface et souterraines par les sels de voirie due à l'épandage sur les routes. En outre, des régions urbaines d'autres parties du Canada où de grandes quantités de sels sont épandues peuvent causer des problèmes, en particulier pour les ruisseaux et les aquifères complètement entourés par la région urbaine. Dans les régions rurales, les eaux de surface réceptrices du ruissellement des routes sont aussi susceptibles de contamination. Toute région du Canada où des éclaboussures ou des gouttelettes d'eau salées provenant des routes peuvent être transportées dans l'atmosphère vers la végétation sensible doit retenir l'attention. Les terres humides directement adjacentes aux fossés des routes et qui reçoivent le ruissellement sous forme d'eaux salées de la fonte des neiges doivent aussi retenir l'attention de la gestion. En conséquence, on devrait considérer prendre des mesures en vue de réduire l'utilisation globale des sels de voirie dans ces régions. On devrait considérer choisir des produits de remplacement ou des techniques appropriées permettant de réduire l'utilisation des sels tout en assurant le maintien de la sécurité des routes.

Lieux d'entreposage de la neige : Les principales préoccupations écologiques touchent l'écoulement des eaux de la fonte des neiges dans les eaux de surface, dans le sol et les eaux souterraines dans les lieux de stockage de la neige. Des mesures devraient être considérées pour minimiser la percolation dans le sol et les eaux souterraines, et devraient diriger les rejets des eaux salées de la fonte des neiges vers des eaux de surface dont la sensibilité environnementale est faible ou vers les systèmes d'évacuation des eaux de pluie. Des mesures devraient aussi être considérées pour que les eaux soient suffisamment diluées avant d'être rejetées.

Ferrocyanures : La présente évaluation indique que l'exposition aux ferrocyanures peut avoir des effets nocifs sur les vertébrés aquatiques les plus sensibles dans les régions à forte utilisation de sels de voirie. On pourrait diminuer les risques en réduisant la quantité de sels utilisée ou en réduisant la teneur en ferrocyanures des formules de sels de voirie. Les fabricants de sels de voirie devraient considérer diminuer la teneur en ferrocyanures des sels de voirie afin de minimiser les possibilités d'exposition. Toute réduction de l'utilisation globale des sels de voirie entraînerait une réduction équivalente des rejets de ferrocyanures.

1.0 INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999) exige des ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé qu'ils préparent et publient une liste des substances d'intérêt prioritaire, identifiant les substances chimiques, les groupes de substances chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent être nocifs pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également des deux ministres qu'ils évaluent ces substances et qu'ils déterminent si elles sont « toxiques » au sens de l'article 64 de la Loi :

> [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à :
> *a*) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique;
> *b*) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie;
> *c*) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les substances dont l'évaluation révèle la toxicité au sens de l'article 64 peuvent être inscrites dans l'annexe I de la loi, et on peut envisager, à leur égard, d'éventuelles mesures de gestion du risque, par exemple un règlement, des lignes directrices, des plans de prévention de la pollution ou des codes de pratiques, pour en régir le cycle de vie (de la recherche-développement à l'élimination finale en passant par la fabrication, l'utilisation, l'entreposage et le transport).

D'après l'analyse initiale de l'information facilement accessible, les motifs de l'évaluation des sels de voirie fournis par la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative, 1995), étaient les suivants :

> **La Commission reconnaît les avantages des sels de voirie qui sont utilisés en grandes quantités, surtout en Ontario, au Québec et dans les Maritimes. Ceux-ci sont toutefois néfastes pour l'environnement. Des données indiquent qu'ils sont nocifs localement pour les eaux souterraines, la flore et la faune. On a observé que les algues et la faune benthique étaient particulièrement sensibles aux changements des concentrations de l'ion chlorure et qu'il en résultait une diminution des populations de poissons. La Commission est consciente des améliorations majeures qui ont été apportées aux installations d'entreposage de ces sels. Toutefois, vu l'exposition générale à ceux-ci et leur rejet massif dans l'environnement canadien, elle croit qu'une évaluation est requise pour déterminer leurs effets écologiques.**

Les motifs de la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire pour y inclure les « sels de voirie » se limitent aux effets sur l'environnement et n'a signalé aucune préoccupation liée à la santé humaine. Les humains sont exposés aux sels de voirie surtout par le biais de la contamination de l'eau des puits en bordure des routes dont la concentration de chlorure et de sodium peut augmenter et en modifier le goût. On ne considère cependant pas ces éléments comme toxiques; en fait, les directives canadiennes sur la qualité de l'eau pour le chlorure et le sodium sont établies en fonction de son goût qui

change à des concentrations de beaucoup inférieures à celles qui pourraient être toxiques (Santé Canada, 1996). D'autres substances composant les sels de voirie, les composés de ferrocyanure et certains métaux, notamment, ne sont présents que sous forme de traces.

Pour ce qui est des effets possibles des sels de voirie mêmes sur la santé, la recherche de la documentation n'a révélé aucune étude pouvant servir de fondement à une évaluation du risque pour la santé. Dans une étude, l'exposition cutanée à des solutions concentrées de sels de voirie à causé une irritation cutanée, mais aucune sensibilisation (Cushman *et al.*, 1991). Une seule étude corrélationnelle des États-Unis analysait le lien entre l'utilisation du sel de voirie et la mortalité due à un certain nombre de cancers (Foster, 1993). Dans cette étude toutefois, l'utilisation du sel de voirie variait selon un certain nombre d'autres facteurs, par exemple une plus grande quantité de sel est utilisée dans les centres urbains, là où l'exposition aux polluants est aussi plus forte. Il y avait aussi des différences entre les états quant au tabagisme, à la diète et à une gamme d'autres facteurs. La structure de cette étude exploratoire ne permettait pas l'ajustement à ces autres facteurs, dont plusieurs pourraient être des causes plus plausibles de cancer que le sel de voirie.

Étant donné que la Commission consultative d'experts auprès des ministres place l'accent de cette évaluation environnementale sur les effets environnementaux le peu de données adéquates disponibles sur les effets possibles des sels de voirie sur la santé humaine, la présente évaluation sera consacrée strictement à leurs effets sur l'environnement (c.-à-d. établir le caractère « toxique » au sens des articles 64(*a*) et 64(*b*) de la LCPE, 1999).

On peut obtenir dans des documents connexes des descriptions des méthodes utilisées pour évaluer les effets des substances d'intérêt prioritaire sur l'environnement et la santé humaine. Un document intitulé « Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Guide, version 1.0, mars 1997 » (Environnement Canada, 1997a) a été publié pour servir de guide à l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire au Canada. On peut acheter ce document en le commandant des :

Publications sur la protection de l'environnement
Direction générale de l'avancement des technologies environnementales
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

On peut également l'obtenir par Internet à l'adresse www.ec.gc.ca/cceb1/fre/psap.htm sous le titre de « Guide technique ».Il est à noter que la démarche ici décrite a été modifiée de façon à tenir compte des récents progrès réalisés en ce qui concerne les méthodes d'évaluation du risque et qui seront mentionnés dans les futures versions du guide de l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire.

Les stratégies de recherche employées pour trouver les données utiles à l'évaluation des effets potentiels sur l'environnement (antérieures à mai 2000) sont présentées dans l'Annexe A. Au besoin, des articles de synthèse ont été consultés. Cependant, toutes les études originales formant la base de la détermination du caractère « toxique » ou non des sels de voirie au sens de la LCPE 1999 ont été soumises à une évaluation critique (pénétration dans l'environnement, exposition et effets environnementaux).

Les sections du rapport d'évaluation sur l'évaluation environnementale ont été préparées par B.Elliott sous la direction de R. Chénier. Le rapport d'évaluation et le document complémentaire sur l'évaluation environnementale des sels de voirie ont été préparés et révisés par le Groupe-ressource environnemental établi par Environnement Canada pour venir en aide à l'évaluation environnementale :

P. Arp, Université du Nouveau-Brunswick
M. Barre, Environnement Canada
Y. Bourassa, Environnement Canada
L. Brownlee, Environnement Canada
B. Butler, Université de Waterloo
N. Cain, Cain Vegetation Inc.
R. Chénier, Environnement Canada
C. Delisle, École Polytechnique de Montréal
M. Eggleton, Environnement Canada
B. Elliott, Environnement Canada
M. Evans, Environnement Canada
K. Hansen, Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario
J. Haskill, Environnement Canada
A. Letts, Morton International Inc.
B. Mander, Environnement Canada
T. Mayer, Environnement Canada
P. Mineau, Environnement Canada
D. Morin, Environnement Canada
M. Perchanok, Ministère du transport de l'Ontario
R. Smith, Association des transports du Canada
B. Snodgrass, Snodgrass Consultants
K. Taylor, Environnement Canada

Le document complémentaire sur l'environnement a aussi été révisé par :

D. Gutzman, Environnement Canada
T. Young, *Clarkson University, New York, USA*
A. El-Shaarawi, Environnement Canada
R. Stemberger, *Dartmouth College, New Hampshire, USA*
K. Solomon, Université de Guelph

R. Brecher, Global Tox
L. McCarty, L.S. McCarty Consulting
C. Chong, Université de Guelph
M. Robert, Université du Nouveau-Brunswick
Y. Bédard, Ministère du transport du Québec
G. Haines, Ministère du transport du Nouveau-Brunswick
D. Belluck, *Minnesota Department of Transport*
M. Kent, *B.C. Transportation and Highways*
G. McRae, Ministère du transport de l'Ontario
G. Duval, Ministère des Transport du Québec
B. Hodgins, Ecoplans Limited
R. Delisle, Ministère des Transport du Québec
M. Frénette, Ville de Montréal
A. Decréon, Ministère des Transport du Québec
B. Mason, Ville de Toronto
D. Rushton, *Nova Scotia Transportation and Public Works*
G. Haines, Ministère du transport du Nouveau-Brunswick
C. MacQuarrie, Ministère du transport du Nouveau-Brunswick
J. Barneveld, *B.C. Ministry of the Environment, Lands and Parks*
Y. Blouin, Ville de Cap de la Madeleine
T. Pollock, Environnement Canada
J. Addison, *Royal Roads University*
K. Adaire, Environnement Canada
A. Fraser, Environnement Canada

Le rapport d'évaluation a été révisé et approuvé par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada.

On peut obtenir un exemplaire du présent Rapport d'évaluation, sur demande, à

L'Informathèque
Environnement Canada
Rez-de-chaussée, Place Vincent-Massey
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou sur Internet à l'adresse suivante :

www.ec.gc.ca/cceb1/fre/public/index_f.html

On peut obtenir la documentation complémentaire inédite qui renferme des renseignements supplémentaires en s'adressant à la :

Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux
Environnement Canada
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

2.0 SOMMAIRE DES DONNÉES ESSENTIELLES À L'ÉVALUATION DES SELS DE VOIRIE

2.1 Identité, propriétés, production et sources

2.1.1 Caractérisation

Les sels de voirie renvoient à tout sel épandu sur les routes pour en assurer l'entretien. Comme on l'explique plus bas, au Canada, les sels de voirie servent surtout d'agents de déglaçage et d'antiglaçage des routes en hiver, mais servent aussi en quantités plus faibles à la diminution de la poussière. « Sel » renvoie à tout composé du cation d'une base et de l'anion d'un acide qui se dissocient facilement dans l'eau. Le Tableau 1 présente les produits, les utilisations spécifiques à l'entretien des routes et les taux d'épandage. Bien que le chlorure de sodium (NaCl) soit de loin le sel de voirie le plus utilisé au Canada, d'autres sels servent aussi dont le chlorure de calcium (CaCL), le chlorure de magnésium ($MgCl_2$) et le chlorure de potassium (KCl). Au Canada, peu d'additifs sont ajoutés aux préparations de sels de voirie, le ferrocyanure étant le seul agent antiagglomérant utilisé couramment. De même, des sels organiques et quelques autres produits sont utilisés au Canada pour l'entretien des aéroports et le dégivrage des avions. On utilise aussi des abrasifs, comme le sable, pour l'entretien des routes et, bien qu'ils ne soient pas des sels, on y ajoute souvent des chlorures et ils peuvent donc constituer une source de chlorure dans l'environnement.

La présente évaluation sera consacrée aux chlorures inorganiques utilisés pour l'entretien des routes. Voici pourquoi :

1. les recommandations initiales de la Commission consultative d'experts auprès des ministres a demandé qu'une évaluation environnementale soit faite sur le chlorure de déglaçage le plus couramment utilisé;
2. le chlorure de sodium et, dans une moindre mesure, le chlorure de calcium sont de loin les plus utilisés sur les routes au Canada et
3. tous les chlorures inorganiques ont à peu près le même comportement et les mêmes effets dans l'environnement. En fait, on peut considérer que les effets toxiques des chlorures dépendent de l'ensemble de leurs sources.

En outre, le public a exprimé des préoccupations sur l'utilisation de ferrocyanures dans les préparations de sels de voirie, surtout parce qu'en solution, ils peuvent se dissocier par photolyse et produire des ions de cyanure qui sont fortement toxiques pour les organismes aquatiques. Étant donné leur utilisation courante dans les préparations de sels de voirie, la pénétration des ferrocyanures dans l'environnement et les effets causés par leur exposition font partie de l'évaluation des sels de voirie.

Les sels organiques servent peu au Canada et dans des circonstances précises, comme dans les aéroports, plutôt que sur les routes, et ne sont pas évalués dans le présent rapport. Bien que les abrasifs soient utilisés en grande quantité au Canada, leur nature et leur potentiel d'effets sur l'environnement sont différents de ceux des sels de voirie et ne sont pas considérés dans la présente évaluation.

2.1.2 Propriétés physiques et chimiques

Le Tableau 2 présente le numéro d'enregistrement du *Chemical Abstracts Service* (CAS) et les propriétés physico-chimiques de quatre sels inorganiques (NaCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$ et KCl) et du ferrocyanure utilisés comme sels de voirie. Les propriétés chimiques de ces sels déterminent leur transport, leur devenir et leur mode d'action dans les divers milieux environnementaux.

La température eutectique est le point de congélation le plus bas que l'eau à laquelle on a ajouté un sel donné puisse atteindre (Tableau 2). Plus la différence entre la température ambiante et la température eutectique est grande, plus le taux de fonte est grand (OECD, 1989). Ainsi, des sels présentés dans le Tableau 2, le chlorure de calcium aurait le plus fort taux de fonte. Le taux de réaction est à peu près le même pour le chlorure de sodium et pour le chlorure de calcium à des températures entre -1 et 4 °C, mais de -5 °C en descendant, le chlorure de sodium agit plus lentement que le chlorure de calcium, à quantités épandues égales (OECD, 1989). On définit la salinité comme la quantité totale de solides dans l'eau lorsque tous les carbonates ont été convertis en oxydes, tous les bromures et les iodures ont été remplacés par des chlorure et que toute la matière organique a été oxydée (Stumm et Morgan, 1981). Comme tous les sels de voirie sont des chlorures, le chlorure (Cl^-) est l'anion qui contribue le plus à la salinité causée par l'épandage des sels de voirie, mais d'autres anions dans l'environnement contribuent aussi à la salinité comme le HCO_3^-, le CO_3^{2-} et le SO_4^{2-}. Le Ca^{2+}, le Mg^{2+}, le Na^+ et le K^+ sont tous des cations qui contribuent sensiblement à la salinité. La salinité dépend étroitement de la concentration totale d'halogénures qu'on appelle souvent la chlorinité (*Cl*). On décrit la relation entre les deux par le calcul empirique de l'équation de Knudson (Mayer *et al.*, 1999).

Le ferrocyanure est un anion très complexe peu soluble composé d'un atome de fer central entouré d'une configuration octaèdre de ligands cyanures.

2.1.3 Production et utilisation

Les sels de voirie (surtout le NaCl) servent d'agents de désintégration et de fonte de la glace au Canada depuis les années 1940 (Perchanok *et al.*, 1991).

2.1.3.1 Chlorure de sodium

Le principal sel utilisé comme fondant est le chlorure de sodium composé au poids d'environ 40 % de sodium et 60 % de chlorure. Des éléments traces, y compris des métaux traces, peuvent constituer environ 5 % du poids total du sel. Les substances qui peuvent être présentes sont le phosphore (14–26 ppm), le soufre (6,78–4 200 ppm), l'azote (6,78–4 200 ppm), le cuivre (0,14 ppm) et le zinc (0,02–0,68 ppm) (MDOT, 1993). Le chlorure de sodium est le produit chimique de déglaçage le plus épandu sur les routes en Amérique du Nord. En 1995, la production totale de chlorure de sodium s'élevait à 189 000 kilotonnes. Les plus gros producteurs de ce sel sont les États-Unis (21 %), la Chine (15 %), l'Allemagne (8 %) et le Canada (7 %) (Ressources naturelles Canada, 1998). Les marchés globaux les plus importants pour le chlorure de sodium sont l'industrie chimique (60 %) suivie par le sel de table (20 %) et le déglaçage des routes (10 %) (CIS, 1994).

En 1993, il y avait au Canada 12 fabricants de chlorure de sodium exploitant 24 usines dans sept provinces. Leur puissance nominale totale était de 13 645 kilotonnes par année et la production domestique était de 10 895 kilotonnes. Un autre 1 010 kilotonnes étaient importées des États-Unis et du Mexique, pour un approvisionnement total de 11 969 kilotonnes. De cet approvisionnement total, le Canada a exporté 3 106 kilotonnes, surtout aux États-Unis. La demande domestique canadienne était de 8 863 kilotonnes (CIS, 1994). Le plus grand marché canadien pour le chlorure de sodium est le contrôle de la neige et de la glace qui rend compte de la moitié de la demande domestique (4 240 kilotonnes en 1993). Les quantités totales utilisées varient d'une année à l'autre selon les conditions météorologiques (CIS, 1994).

2.1.3.2 Chlorure de calcium

Le chlorure de calcium est le deuxième sel de voirie le plus utilisé en Amérique du Nord. Le chlorure de calcium est le principal produit chimique pour la diminution de la poussière au Canada. Le chlorure de calcium liquide est surtout appliqué sur les routes de gravier pour consolider les agrégats et contrôler la poussière. Le chlorure de calcium sert aussi à l'épandage de sel et de sable pré-mouillés pour l'entretien des routes en hiver et pour stabiliser les mélanges de la couche de base après pulvérisation. De ces trois utilisations, le contrôle de la poussière justifie environ 97 % de l'utilisation totale.

En 1995, il y avait trois fabricants de chlorure de calcium au Canada, exploitant une usine en Ontario, et quatre puits d'extraction de saumure en Alberta. La capacité nominale totale de production du chlorure de calcium au Canada pour cette année était de 629 kilotonnes. À ce moment, la production totale s'élevait à 399,4 kilotonnes et 24,6 kilotonnes avaient été importées pour un approvisionnement total de 424 kilotonnes. De cet approvisionnement, 156 kilotonnes ont été exportées alors que la demande domestique canadienne était de 268 kilotonnes. Une quantité totale de 201 kilotonnes ont servi à la diminution de la poussière et à la construction des routes en 1995 (CIS, 1996).

2.1.3.3 Mélanges de chlorure de sodium et de chlorure de calcium

On produit un mélange de fondant de 80 % de cristaux de NaCl et de 20 % de flocons de $CaCl_2 \cdot H_2O$ (MTO, 1996). Environ 20 % des municipalités de l'Ontario ayant une population de plus de 15 000 habitants utilisent un tel mélange pour le déglaçage parce que le chlorure de calcium accélère le début de la fonte (Perchanok *et al.*, 1991). Le chlorure de sodium pré-mouillé par une saumure de chlorure de calcium a été testé sur le terrain en Colombie-Britannique et recommandé en vue de réduire l'épandage de sel total (Gooding et Bodnarchuk, 1994). La quantité totale utilisée sur les routes au Canada est incluse dans les estimations mentionnées plus haut pour le chlorure de sodium et le chlorure de calcium.

2.1.3.4 Chlorure de magnésium

Bien qu'on ne le recommande pas pour la diminution de la poussière sur les routes, le chlorure de magnésium est un agent de diminution de la poussière utilisé sur les piles de matériel, sur l'accotement des routes et dans les étangs de transfert de matériel. (OMEE, 1993). Un fondant à base de chlorure de magnésium (70 % eau, 25 % $MgCl \cdot H_2O$, 15 % anticorrosif PCI) est distribué au Canada (MTO, 1996; Young, 1996). On n'a trouvé aucun renseignement sur le volume de production canadienne de chlorure de magnésium, mais il est sans doute très faible.

2.1.3.5 Chlorure de sodium et chlorure de magnésium

On trouvait jadis un mélange de fondant à base de chlorure de magnésium (80 % NaCl, 5 % $MgCl_2$, 15 % PCI) au Canada. Il n'y a plus aucun fournisseur en Ontario depuis 1993 (MTO, 1996). Bien que d'autres fondants à base de chlorure de sodium puissent contenir du chlorure de magnésium et certains agents anticorrosifs (MDOT, 1993), il n'y a aucune trace de son usage au Canada.

2.1.3.6 Chlorure de potassium

On ne connaît aucun cas d'utilisation du carbonate de potassium comme fondant au Canada, mais des résidus miniers contenant jusqu'à 0,5 à 2 % de chlorure de potassium (le reste étant surtout du NaCl) sont épandus sur les routes canadiennes pour le déglaçage (CFI, 1997). On estime à 3,3 kilotonnes la quantité totale de chlorure de potassium utilisée sur les routes au Canada en 1996 (CFI, 1997). On n'a trouvé aucune information sur la production de KCl au Canada.

2.1.3.7 Saumures

Les saumures de champ pétrolifère est un agent de diminution de la poussière traditionnel composé de calcium, de magnésium, de sodium et de chlorure. On obtient cette saumure des opérations d'exploration pétrolières à plusieurs endroits dans le sud-ouest de l'Ontario (OMEE, 1993).

2.1.3.8 Ferrocyanure

Pour éviter que les chlorures ne s'agglomèrent en mottons pendant l'entreposage et les opérations de déglaçage, on y ajoute couramment des ferrocyanures sodique et ferrique au Canada. Dans le cas du chlorure de sodium, on y ajoute de 30 à 124 mg/kg de ferrocyanure de sodium (Letts, 2000).

Le Canada ne produit pas de ferrocyanure de sodium. Toutefois, environ 300 à 350 tonnes sont importées chaque année de fabricants européens et asiatiques comme agent antiagglomérant. On utilise du sel de voirie qui contient du ferrocyanure de sodium en Ontario, au Québec et dans les provinces atlantiques. À partir du Manitoba jusqu'à l'intérieur de la Colombie-Britannique, le sel sous-produit des mines de potasse de la Saskatchewan est utilisé comme sel de voirie et n'est pas traité au ferrocyanure de sodium. Sur la côte ouest, le sel gemme importé du Chili est traité au ferrocyanure de sodium à un taux de 60 mg/kg. On peut estimer que la quantité de ferrocyanure utilisé dans les diverses provinces à partir de la quantité de sel utilisé et de sa teneur moyenne en ferrocyanure.

2.1.4 Sources et rejets

2.1.4.1 Sources naturelles

Les sources naturelles de chlorure de sodium, de chlorure de calcium, de chlorure de magnésium et de chlorure de potassium dans l'environnement incluent l'altération atmosphérique et l'érosion des roches et des sols, les précipitations atmosphériques et les infiltrations d'eaux souterraines. La composition des roches, le relief et le climat sont d'importants facteurs qui contrôlent le taux d'altération et de dissolution. Dans les écosystèmes aquatiques, les cations comme le Ca^{+2}, le Mg^{+2} et le K^{+} sont non seulement associés aux chlorures, mais peuvent provenir de sources naturelles comme les carbonates des sols et du socle rocheux dans le bassin versant (Mayer *et al.*, 1999). Les roches ignées et les sols qui y sont associés ont en général une teneur en sels plus faible que le schiste et le calcaire (Pringle *et al.*, 1981). La contribution des sources atmosphériques à la salinité est particulièrement importante dans les régions maritimes côtières. Dans les régions sèches à faibles précipitations, comme la région des Prairies canadiennes, les sels ont tendance à se concentrer à la surface des sols à cause des fortes pertes nettes dues à l'évapotranspiration de la terre. Evans et Frick (2000) ont fait une synthèse sur les sources naturelles de sel dans les écosystèmes aquatiques.

La végétation stocke le Na^{+} et le Cl^{-}, mais elle les perd aussi facilement par absorption d'ion, par lavage des feuilles et par décomposition de la litière. Le chlorure, de sodium ou de potassium, est un important soluté inorganique de régulation osmotique. Les réactions chimiques ou biologiques ne jouent pas sur la concentration de chlorure dans l'environnement. Le chlorure ne se fixe pas aux particules. L'ion potassium semble la quantité la plus constante dans les cellules

animales. Le calcium est l'ion le plus réactif de tous les cations qui contribuent à la salinité; il constitue un élément nutritif essentiel aux plantes supérieures et est un des éléments inorganiques de base présents dans les algues. Le magnésium est important dans les transformations enzymatiques et essentiel aux plantes chlorophylliennes.

Bien que les ferrocyanures ne se trouvent pas à l'état naturel dans l'environnement, les composés de cyanure sont des substances qu'on trouve à l'état naturel dans 2 000 espèces de plantes (Conn, 1980). Le ferrocyanure de sodium et le ferrocyanure ferrique sont très stables et relativement immobiles dans l'environnement. Exposé au soleil, le complexe ferrocyanure se décompose et libère des ions cyanure (CN) (Meeussen *et al.*, 1992a). Dans des conditions naturelles, l'ion cyanure est hydrolysé en une molécule d'acide cyanhydrique (HCN) volatil (Shifrin *et al.*, 1995).

2.1.4.2 Sources anthropiques

Les sources anthropiques de chlorures inorganiques sont les eaux usées domestiques et les effluents des procédés industriels (Sonzogni *et al.*, 1983) comme ceux des industries de produits chimiques et pétrochimiques (Johnson et Krauss, 1991), de la production du gaz et des eaux d'exhaure acides (U.S. EPA, 1973; Pringle *et al.*, 1981). Une fois que ces substances ont pénétré dans l'environnement, ils restent en phase aqueuse jusqu'à ce que leur concentration dépasse leur produit de solubilité alors qu'elles se cristallisent et que les sels minéraux se sédimentent.

Les sels peuvent être rejetés dans l'environnement pendant la production, l'extraction, le mélange et le transport et l'entreposage en vrac. Étant donné que ces sources industrielles ne sont pas toutes destinées à l'épandage sur les routes, on ne les considérera pas dans la présente évaluation.

Au bout du compte, tous les sels de voirie pénètrent dans l'environnement à la suite de :

- l'entreposage dans les entrepôts de sel (y compris pertes des piles d'entreposage et pendant la manutention)
- l'épandage sur les routes (y compris au moment de l'épandage et le mouvement ultérieur des sels hors des routes) et
- l'élimination de la neige usée.

Les rejets sont donc associés aux sources ponctuelles (entreposage et élimination de la neige) et aux sources linéaires (épandage sur les routes). Les sections qui suivent feront la synthèse de la documentation utile sur la pénétration dans l'environnement, en particulier les charges (y compris les quantités épandues sur les routes), l'élimination de la neige usée et les entrepôts de sel.

2.2 Charges de sels de voirie

La présente section se veut un résumé des résultats d'un rapport préparé par Morin et Perchanok (2000) qui caractérise l'utilisation des sels de voirie au Canada. On y fournit des données sur les taux d'épandage et les charges massiques annuelles par longueur de route et par région géographique. Ces données géographiques détaillées ont servi à calculer l'exposition et d'autres données utiles à d'autres sections de la présente évaluation. Les données de la présente section sont consacrées à l'utilisation des sels de chlorure de sodium et de chlorure de calcium; les sels de chlorure de magnésium et de chlorure de potassium sont aussi utilisés, mais dans une moindre mesure. Les représentants de l'industrie estiment qu'environ 25 000 à 35 000 tonnes de chlorure de magnésium ainsi que 2 000 tonnes de chlorure de potassium sont utilisées chaque année au Canada pour le déglaçage des routes.

2.2.1 Réponses au sondage

On a obtenu des renseignements sur l'utilisation des sels de voirie au Canada au moyen de sondages récents effectués par l'Association des transports du Canada (ATC), le ministère du transport de l'Ontario (MTO) et Environnement Canada (EC). Le sondage d'EC comportait des données des provinces, des municipalités et du secteur privé. Les détails et la méthodologie des sondages sont présentées dans Morin et Perchanok (2000).

Provinces

Tous les ministères du transport des provinces et des territoires ont fourni des données sur les charges de sel et la longueur du réseau routier. C'est pour l'année 1997-1998 que les données étaient les plus complètes dans tout le pays et ce sont celles qui ont servi à estimer l'utilisation totale de sel. La comparaison entre les données fournies par les fournisseurs de sel et celles du sondage révèle que les quantités rapportées sont fiables (Morin et Perchanok, 2000). Après vérification de la concordance des données sur les charges de sel, elles ont été réparties par district provincial d'entretien.

Gouvernements municipaux et régionaux

On a obtenu des renseignements de 104 municipalités du Canada. On a aussi obtenu des données sur l'utilisation du sel de tous les comtés et municipalités régionaux de l'Ontario. Certaines présentaient l'utilisation du sel et la longueur du réseau routier des cinq dernières années; d'autres fournissaient des données sur l'utilisation du sel pour l'hiver 1997-1998 seulement.

Données de l'industrie du sel

Les fournisseurs de sel ont fourni des données sur les achats et les adjudications de 500 municipalités au Canada. La comparaison entre les données sur l'adjudication et sur les achats a révélé une forte concordance entre les deux.

Estimations municipales

Bien que le taux de réponse aux sondages ait été élevé, il y a deux limites à l'estimation municipale des charges de fondants : d'abord, les renseignements sur l'utilisation du sel par type de route n'est disponible que pour 104 municipalités et, ensuite, même en combinant les données obtenues des municipalités et des fournisseurs, on n'arriverait pas à la quantité totale utilisée par les municipalités. On a fait des estimations pour rendre compte de l'utilisation du sel faite par les municipalités lorsqu'aucune donnée n'avait été soumise.

C'est la population qui a servi de variable pour prédire l'utilisation de sel faite par une municipalité. Pour y arriver, on a calculé une charge annuelle moyenne par personne pour les municipalités qui avaient fourni des données pour le sondage ou pour les achats et les adjudications, et on l'a multipliée par la population de toutes les municipalités d'un district d'entretien. La somme de l'utilisation municipale de sel connue et de l'estimation faite de l'utilisation de sel par les autres municipalités, a permis d'estimer l'utilisation municipale de sel totale par district d'entretien. Une fois les estimations faites, elles ont été réparties par district d'entretien.

Utilisation municipale de sels pour diminuer la poussière

Les principaux fournisseurs ont présenté des estimations du marché pour l'utilisation du chlorure de calcium sur les routes par province. L'industrie a fourni les taux d'épandage recommandés de chlorure de calcium. Les taux varient selon le genre de route de gravier, le trafic et les politiques relatives à l'entretien des routes. On a calculé les charges minimum et maximum pour une route de gravier de 7,4 m de largeur.

2.2.2 Résultats

Morin et Perchanok (2000) présentent les résultats détaillés.

Caractéristiques du réseau routier provincial — routes sur lesquelles on peut épandre du sel

Au moyen des renseignements du sondage, on a créé des cartes de la distribution des routes provinciales. La Figure 1 montre la longueur totale des routes à deux voies sur lesquelles on peut épandre du sel (autoroutes, et routes pavées et revêtues) par district d'entretien. On a aussi calculé et créé la carte d'une fraction de surface du réseau routier provincial. La Figure 2 présente

la surface de routes sur lesquelles on peut épandre du sel entretenue par les agences provinciales par district. Cette carte peut servir pour estimer les charges de sel des eaux de surface dans les zones de drainage d'une surface et d'une forme semblables. Les districts ayant la plus forte proportion de routes sur lesquelles ont peut épandre du sel par district sont dans les Maritimes, le sud du Québec, le sud de l'Ontario et certaines parties de la Colombie-Britannique

2.2.3 Chlorure de sodium

Taux d'épandage recommandés

La Figure 3 présente les données sur les taux d'épandage provinciaux recommandés, alors que la Figure 4 présente ceux de municipalités choisies. On ne peut pas utiliser les taux d'épandage pour quantifier les charges annuelles : ils renseignent seulement sur la quantité de sel épandu à chaque épandage, et non sur le nombre d'épandages. Les charges présentées dans la présente section renvoient à la masse moyenne annuelle totale et non aux taux d'épandage.

Charges

Les données détaillées ont été analysées séparément pour les provinces, les municipalités et les gouvernements régionaux, y compris pour les calculs de la masse de sel par longueur et superficie des routes à deux voies sur lesquelles on peut épandre du sel et par superficie du district d'entretien (Morin et Perchanok, 2000). Les régions ayant les plus fortes charges sont le centre et le sud de l'Ontario et du Québec, suivis par les Maritimes; les charges les plus faibles sont dans les Prairies.

Charges totales de chlorure de sodium

Les charges municipales ont été combinées aux charges provinciales et territoriales afin d'estimer l'utilisation totale de sel par région d'entretien pendant l'hiver 1997-1998 (Figure 5) : on estime que 4 418 462 tonnes de chlorure de sodium ont été utilisées pour le déglaçage des routes au Canada. La Figure 6 présente les charges totales par district d'entretien normalisées à partir de la superficie.

Les estimations de la charge totale ci-dessus ne tiennent compte que de l'utilisation des sels de voirie des gouvernements municipaux, provinciaux, territoriaux et régionaux. Les compagnies privées, les industries et les agences comme les ports et les commissions de transport utilisent aussi des sels de voirie. Cheminfo (1999) estime que l'utilisation totale par des clients commerciaux et industriels représente de 5 à 10 % du marché des sels de voirie. On a eu recours à une valeur médiane de 7,5 % pour estimer la quantité de sels de voirie utilisée par des sources commerciales et industrielles au Canada (Tableau 3). Si on y inclut cette quantité, on estime l'utilisation de la saison 1997-1998 à 4 749 847 tonnes de chlorure de sodium.

2.2.4 Chlorure de calcium

La quantité de chlorure de calcium utilisée par les provinces et les territoires est présentée dans le Tableau 4. Bien que l'Ontario soit la province qui utilise la plus grande quantité de chlorure de calcium sur ses routes, l'analyse révèle que la Nouvelle-Écosse est la province qui fait la plus forte utilisation par unité de surface de terrain.

Charges totales de chlorure

En vue d'estimer l'utilisation totale de chlorures sur les routes par province, selon le poids atomique des sels et le pourcentage de chlorure de chaque produit chimique, on a combiné les estimations de la quantité de chlorure de sodium et de chlorure de calcium utilisée sur les routes du Canada. Le Tableau 5 présente l'utilisation totale de chlorures par province, fondées sur la charge totale de chlorure de sodium pour la saison 1997-1998 et sur l'utilisation estimée du chlorure de calcium pendant une année caractéristique. La masse de chlorure utilisée par région de la province a été calculée afin de donner un outil de comparaison des charges. Ainsi, bien que l'Ontario et le Québec soient les provinces qui utilisent le plus de chlorures sur les routes, la Nouvelle-Écosse a la plus forte charge par unité de surface de la province.

2.2.5 Fiabilité des données sur les charges

Il est possible que des erreurs se soient glissées dans les données et les calculs même si tous les efforts ont été faits pour obtenir des données des sources les plus précises. Il est possible que la quantité de produit épandu ait été mal enregistrée ou bien que certaines utilisations des sels ne soient pas rapportées. Il peut aussi y avoir des incohérences dans les données fournies. Par exemple, certaines provinces défraient les coûts municipaux de sel ou entretiennent les routes municipales. Ainsi, les données municipales peuvent être intégrées dans les charges de la province pour certains districts. Un autre problème pourrait tenir à ce que les données du sondage touchent le sel acheté et non le sel utilisé. Bien que tout le sel acheté sera éventuellement utilisé, il n'y a aucune façon de déterminer la quantité de sel qui pénètre dans le système chaque année.

On a évalué les erreurs possibles des données des fournisseurs de sel en corrélant les appels d'offre et l'utilisation au niveau provincial. Dans l'ensemble, les deux ensembles de données concordent. Une des sources d'erreur possible pourrait être le recours aux données pour la saison 1997-1998 afin de caractériser les charges de sel. Bien que ces quantités ne soient que la meilleure estimation, les données provinciales disponibles indiquent comment les charges ont varié par district d'entretien dans les cinq dernières années. Une autre limite possible pourrait être le recours à la catégorie « route sur laquelle on peut épandre du sel » pour caractériser les charges de sel. Étant donné que les autoroutes reçoivent des charges plus fortes, on pourrait dire que cette catégorie sous-estime les charges de sel sur les routes à volume important. Une autre limite pourrait être le recours à la population pour estimer les charges de sel des municipalités n'ayant

pas fourni de données. Bien que la corrélation entre les population municipales et l'utilisation du sel au niveau provincial soit solide, sa solidité varie d'un district d'entretien à l'autre.

En dépit de ces limites possibles, les données présentées sont de bons indicateurs des quantités de sel utilisées sur les routes au Canada. C'est particulièrement le cas lorsqu'on considère qu'il y a une différence de 9,4 % (417 501 tonnes) entre l'utilisation connue et l'utilisation estimée pour la saison 1997-1998.

2.2.6 Conclusions

On a établi l'utilisation annuelle estimée de sels de chlorure de sodium pour les routes et de chlorure de calcium pour diminuer la poussière au Canada à partir d'un sondage envoyé aux agences provinciales, territoriales et municipales, des données de l'industrie et des estimations fondées sur la population. On estime qu'environ 4 750 000 tonnes de chlorure de sodium ont servi au déglaçage des routes pendant l'hiver 1997-1998 et que 110 000 tonnes de chlorure de calcium servent sur les routes pendant une année caractéristique. Si on les combine, on obtient 2 950 000 tonnes de chlorures utilisées sur les routes au Canada pendant la saison 1997-1998. Il est vrai que les quantités utilisées varieront d'une année à l'autre, notamment à cause des conditions climatiques qui varient.

Les charges annuelles de fondants révèlent une tendance géographique, les charges les plus fortes étant le long d'un corridor routier en Ontario et au Québec, les charges moyennes, dans les provinces atlantiques et les charges les plus faibles dans les provinces de l'Ouest. Là où c'était possible, les erreurs de données sur les charges ont été estimées en comparant les données provinciales ou municipales aux ventes enregistrées de produit : la concordance était bonne.

2.3 Élimination de la neige

Delisle et Dériger (2000) ont recensé les données disponibles sur les méthodes d'élimination de la neige, sur la caractérisation physico-chimique et écotoxicologique de la neige usée et sur les effets environnementaux de l'élimination de la neige au Canada et ailleurs dans le monde.

2.3.1 Volumes de neige dans les villes canadiennes

L'enlèvement et l'élimination de la neige est nécessaire lorsque l'accumulation sur les routes ou le long des routes gêne la circulation ou la sécurité. Les volumes de neige et l'étendue du développement urbain jouent sur la quantité de neige qui doit être éliminée (Tableau 6). Étant donnée l'importance des chutes de neige (chutes de neige annuelles de 200-350 cm dans le sud du Québec) et l'étendue et la densité de population de la ville, le volume de neige par hiver à Montréal seulement était d'environ 11 258 000 m^3 en 1997-1998, par rapport aux 1 500 000 m^3 de Toronto (avant la fusion municipale) et au total de 30 millions de mètre cubes de neige chaque année pour toutes les municipalités du Québec.

2.3.2 Méthodes d'enlèvement et d'élimination de la neige

L'enlèvement de la neige comporte habituellement de chasser la neige vers l'accotement de la route. Dans les villes, l'enlèvement débute lorsque 2,5 cm de neige se sont accumulés au sol et on commence par la repousser sur les côtés des rues et des trottoirs. Toutefois, lorsque la chute est particulièrement importante (plus de 10 cm), ou lorsque l'accumulation le long des routes et des trottoirs l'exige, l'enlèvement et l'élimination commence par l'enlèvement par souffleuse dans des camions et par leur transport dans divers lieux d'élimination (Ville de Montréal 1996). Delisle et Dériger (2000) ont recensé les diverses méthodes d'élimination de la neige et les classent en trois catégories :

2.3.2.1 Méthodes sans enlèvement

- l'accumuler le long de la route
- la souffler sur les terrains adjacents à la route

Cette méthode consiste à repousser la neige le long de la route et, au besoin et lorsque c'est approprié, à la souffler sur les terrains adjacents. Ces méthodes ne peuvent être appliquées dans les municipalités à fort facteur d'occupation des sols (FOS) (Delisle, 1994). C'est cependant la méthode la plus courante pour dégager les routes dans les régions non urbaines.

2.3.2.2 Méthodes avec déversement dans les plans d'eau après traitement des eaux de la fonte des neiges

- décharges de surface ou de carrière avec traitement sur place ou lié à une usine d'épuration
- chutes d'égout liées à une usine d'épuration
- fondeuses à neige munies d'un système d'épuration autonome ou liées à une usine d'épuration

Toutes ces méthodes comportent le rejet éventuel des eaux de la fonte de la neige dans les eaux de surface, mais aussi une certaine forme de traitement des eaux. Si l'usine comporte un système d'épuration biologique, la décharge des eaux de fonte ou de la neige dans les égouts peut abaisser la température des eaux usées, diluer la charge organique et ajouter des chlorures et des métaux lourds aux eaux des égouts, ce qui peut avoir des effets sur le processus d'épuration biologique. L'addition de volumes importants d'eau de fonte de la neige est sans doute mieux appropriée pour les municipalités qui disposent d'un réseau d'égouts intégré (égouts sanitaire et pluvial combinés), et d'une usine d'épuration muni d'un système physico-chimique qui fonctionne indépendamment du processus d'épuration et qui peut donc traiter des volumes importants d'eaux de pluie et d'eaux de la fonte de la neige provenant des rues. Il est donc probable que l'addition des eaux de

la fonte des neiges ne perturbera pas les opérations quotidiennes de l'usine (Gouvernement du Québec, 1991).

La décharge dans les systèmes d'eaux usées municipales et l'épuration qui s'ensuit peuvent éliminer certains polluants présents dans la neige, mais les ions comme les chlorures ne sont en général pas éliminés par les systèmes d'épuration (Deschamps et Cegka, 1997) : le mélange avec d'autres eaux usées ne fera que les diluer.

Dépôts de surface et en carrières

La décharge dans les dépôts de surface et les carrières comporte le stockage de la neige sur un terrain en pente légère dans l'attente du dégel du printemps. La décharge de la neige sur le sol constitue en soi un premier traitement puisque qu'après la fonte, les débris, les solides en suspension et les métaux lourds restent sur place ou dans les fossés de drainage adjacents (Gouvernement du Québec, 1991b). En général, ces dépôts sont placés sur des sols imperméables ou peu perméables ou doivent être équipés d'une géomembrane et, au besoin, d'une installation de décantation, ou sont conçus pour que l'eau de la fonte soit dirigée vers un système d'épuration.

Chutes d'égout

Pour l'élimination de la neige par les chutes d'égout liées au réseau d'égouts municipal on a recours à l'infrastructure existante, ce qui diminue les coûts de transport du point de chargement au point de déchargement. Montréal dispose d'un tel système. Les chutes d'égout sont des ouvertures au niveau du sol (puits de chargement) assez grandes pour recevoir une charge complète et qui donnent su un puits vertical qui lie l'ouverture à un grand collecteur ou à un égout intercepteur. Les réseaux d'égout à faible capacité peuvent être munis de chutes de neige motorisées à vitesse variable et à flot continu (Godbout, 1996; Couture, 1997).

Fondeuses à neige

Le principe de cette méthode d'élimination de la neige est de rejeter de l'eau, plutôt que de la neige, dans le système d'égouts. Ces fondeuses sont stationnaires ou mobiles. La neige est déchargée des camions dans des réservoirs d'eau pré-chauffée munis de brûleurs à l'huile ou au gaz. La ville de Toronto utilise cette technique à l'occasion. Depuis janvier 1998, la ville de Cap Rouge, au Québec, utilise la technique de la fonte de la neige dite « géothermique » qui a recours aux formations géologiques comme réservoirs de stockage naturels de l'eau pendant l'été : l'eau se maintient à une température assez chaude pour fondre la neige en hiver (Bilodeau, 1999).

2.3.2.3 Méthodes de rejet dans les eaux de surface sans traitement

- décharge directe dans les cours d'eau ou sur leurs rives

- chutes d'égout sans lien à une usine d'épuration

Cette méthode consiste à rejeter la neige, avec les polluants qu'elle contient, dans les eaux de surface, soit directement (décharges dans les rivières ou dans l'océan), soit après élimination des gros débris (décharge sur le rivage), soit après dilution par les eaux de pluie (chutes d'égout sans lien à une usine d'épuration).

2.3.3 Méthodes d'élimination utilisées par les municipalités canadiennes

Le Tableau 7 présente les méthodes d'élimination de la neige de municipalités canadiennes choisies (Delisle et Dériger, 2000). Les volumes importants de neige à Montréal nécessitent le recours à plusieurs méthodes d'élimination. Pour les opérations de la saison 1997-1998, Montréal a eu recours aux décharges de surface (7 lieux), aux chutes d'égout (11 lieux), à la décharge dans le fleuve Saint-Laurent (3 lieux) et à la décharge dans des carrières (2 lieux) (Ville de Montréal, 1998)

Il est clair que les décharges en surface constituent la méthode d'élimination la plus courante au Canada. Par exemple, Régina (Régina, 1997) utilise de deux à cinq décharges en surface selon l'année. Dans le cas de la municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, plusieurs études ont été effectuées pour déterminer le nombre de décharges de surface nécessaires au stockage de la neige dans cette région (McNeely Eng., 1990; McNeely-Tunnock Ltd., 1995). Dans quelques cas, comme Saint-Jean, Halifax et Vancouver, la neige est rejetée dans l'océan dans les ports. La décharge directe de la neige dans les eaux douces de surface est restreinte et ne sera plus permise au Québec à partir de 2002. Les méthodes d'élimination de la neige utilisées peuvent changer. Dans le passé, les municipalités comme Montréal soufflaient la neige sur les propriétés privées et, à l'occasion, utilisaient les fondeuses à neige. Les pressions sociales et politiques ont forcé Montréal a abandonner la décharge de la neige sur les propriétés privées et les fondeuses à neige se sont révélées trop coûteuses à cause du prix élevé du combustible (Ville de Montréal, 1996).

Dans certaines villes, comme Halifax, on a recours à de grandes quantités de fondants, mais très peu à l'enlèvement, les eaux de la fonte étant dirigées vers le réseau d'égouts. En fait, de 1996 à 1998, Halifax n'a effectué aucun enlèvement sinon pour repousser la neige le long des rues et des routes. Quand cela crée des problèmes de circulation ou de sécurité pour la population, la neige est déchargée dans le port de Halifax (Delisle et Dériger, 2000).

2.3.4 Caractérisation de la neige usée

Bien que les sels de voirie soient responsables de la présence dans la neige des ions de sodium, de chlorure et de cyanure, les principaux polluants que l'on retrouve dans la neige urbaine sont des débris, des solides en suspension (SS), des huiles et des graisses, des ions [chlorures (Cl^-), sodium (Na^+), calcium (Ca^{++})] et des métaux [plomb (Pb), manganèse (Mn), fer (Fe), chrome (Cr)] (Gouvernement du Québec, 1997). Les concentrations de chlorures dans la neige ou dans

l'eau de sa fonte dans certaines municipalités du Québec étaient de 3,8 à 5 689 mg/L (voir Delisle et Dériger, 2000).

Chenevier (1997) a comparé récemment les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de la neige des artères primaires et secondaires de Montréal en 1997. Les concentrations de tous les paramètres étaient supérieures pour les artères primaires, alors que pour les artères secondaires, elles étaient statistiquement inférieures pour 7 des 23 paramètres : nitrates, cyanures, solides en suspension, turbidité, demande en oxygène chimique, pH et phosphore inorganique. Les concentrations de chlorures étaient de 3 115 mg/L dans les artères secondaires et de 5 066 mg/L dans les artères primaires, ce qui reflète sans doute la plus grande fréquence de l'épandage de sels de voirie.

Les caractéristiques de la neige usée dépendent de nombreux facteurs, notamment de l'importance de la communauté source, du FOS, de la densité de circulation automobile, des quantités de fondants et d'abrasifs utilisées et de la durée de la période d'enlèvement de la neige (Malmqvist, 1985; Delisle, 1995). En général, la teneur en polluants augmente avec le temps. Par exemple, les concentrations de chlorures ont augmenté de 5 mg/L dans la neige sur les toits à 530 mg/L après 72 heures dans la neige des rues résidentielles urbaines et de 7 496 mg/L après 72 heures dans la neige des rues commerciales urbaines (Delisle et Leduc, 1987), les concentrations diminuant ensuite à 590 après plus d'une semaine, sans doute à cause de la perte d'ions dans les eaux de la fonte.

2.3.5 Exposé

Outre les ions inorganiques provenant des sels de voirie, la neige usée peut contenir une vaste gamme de polluants physiques et chimiques. Les ions de chlorure sont dissous et ensuite transportés dans les eaux de la fonte des neiges et sont peu influencés par l'épuration physique ou biologique de l'eau. Les effets dépendent donc des quantités et concentrations totales d'ions au point de rejet des eaux de la fonte dans les eaux de surface (égouts pluviaux ou lieux d'épuration des eaux usées) ou dans les sols et les eaux souterraines. Les concentrations dans la neige usée et dans les eaux de sa fonte varient beaucoup et peuvent être aussi fortes que de 5 700 à 7 500 mg/L.

2.4 Entrepôts de sel

Les entrepôts de sel (aussi appelés dépôts de voirie) servent à entreposer les produits d'entretien avant l'épandage sur les routes; ces derniers sont donc des sources de polluants pour l'environnement. Les sections qui suivent décrivent et caractérisent ces installations, indiquent les voies d'exposition environnementale et présentent les concentrations mesurées à des endroits spécifiques autour de ces dépôts. La plupart des données sont fondées sur les normes de conception et de gestion des sels de voirie pré-1998. Bien que l'on fasse maintenant la promotion de concepts plus efficaces pour réduire les pertes de sel, la conception et la gestion actuelles sont

sensiblement les mêmes que celles considérées dans la présente évaluation. Les données des sections qui suivent sont le résumé d'un rapport préparé par Snodgrass et Morin (2000).

2.4.1 Nombre d'entrepôts de sel et quantités de produits entreposées

Les données compilées par Morin et Perchanok (2000) ont servi à estimer le nombre de entrepôts de sel provinciaux et territoriaux et les quantités de sels de voirie et d'abrasifs qui y sont entreposées. On a estimé les quantités moyennes utilisées par entrepôt de sel en supposant que la totalité des sels et des abrasifs utilisée par le district était répartie également entre tous les entrepôts de sel (Tableau 8). Ce tableau n'inclut pas les dépôts municipaux ou de comté, ni les dépôts des compagnies privées, et sous-estime donc de façon importante le nombre de ces dépôts au Canada. Snodgrass et Morin (2000) présente le nombre d'entrepôts de sel par district et les quantités moyennes de chlorure de sodium et d'abrasifs qu'ils utilisent pour certaines provinces choisies.

On a obtenu la quantité de chlorure de sodium utilisée pendant l'hiver 1997-1998 pour les 117 entrepôts de sel administrés par le MTO. On estime que la quantité de chlorure de sodium utilisée s'étend de 45 à 21 400 tonnes par dépôt, alors que l'utilisation d'abrasifs est de 10 à 13 200 tonnes par dépôt.

2.4.2 Conception et gestion des entrepôts de sel

Les entrepôts de sel sont situés dans des contextes différents et leur conception et les normes auxquelles ils se conforment varient considérablement au Canada. Les installations utilisées pour entreposer les sels de voirie peuvent être des dômes ou igloos, des remises et des appentis, munis de portes et de murs ou non; certaines agences considèrent même que l'entreposage sous un passage supérieur est un entrepôt couvert. La protection contre les intempéries que ces installations fournissent varie considérablement. Les sels peuvent être entreposés sur une plate-forme d'asphalte ou de béton ou à l'extérieur sur une bâche en plastique épais et couverts par une autre bâche. Il n'existe aucune norme universelle de conception pour les installations d'entreposage, même si l'entreposage dans des édifices ou des installations couvertes peuvent protéger des précipitations qui lixivient les sels. En outre, les pratiques de gestion qui favorisent le bon entretien des entrepôts de sel sont aussi importantes pour réduire les pertes de sels. L'efficacité de ces pratiques dépend cependant de la rigueur avec laquelle elles sont appliquées.

2.4.2.1 Opérations de manutention dans les entrepôts de sel

Les sels peuvent provenir aussi bien des piles d'abrasifs auxquels ils sont mélangés que des piles de sel. Les abrasifs, de sable ou de gravier, sont mélangés à du sel pour éviter qu'ils ne gèlent ou ne s'agglomèrent (ME et MT du N.-B., 1978). Le pourcentage de sel varie — la plupart des agences utilisent un mélange à 5 %, mais ce pourcentage peut varier de 2,5 à 15 % de sel. Une étude faite au Nouveau-Brunswick (ME et MT du N.-B., 1978) a surveillé la quantité et la

qualité du lixiviat provenant d'une pile d'abrasifs de 2 000 tonnes ayant une teneur de 2,5 % en sel. Pendant la première année, 420 m^3 de lixiviat sont passées par le système de surveillance. La Figure 7 présente les concentrations de sodium et de chlorure du lixiviat dont es concentrations maximum étaient de 37 000 et 66 000 mg/L, respectivement. On a estimé que la perte totale de sel par lixiviation pendant la première année était de 18,2 tonnes, soit le tiers de la quantité totale de sel ajouté à la pile, bien que 80 % de la pile d'abrasifs ait déjà été utilisée dans les opérations de sablage à la fin de janvier. Les résultats de la deuxième année indiquent aussi de fortes concentrations de chlorure mesurées dans les 255 m^3 de lixiviat de la pile. Les concentrations de sodium et de chlorure sont présentées dans la Figure 8. Les concentrations maximum de sodium et de chlorure étaient de 49 000 et 82 000 mg/L. À la lumière de ces concentrations et des résultats d'un sondage qui révélait que peu d'agences provinciales couvrent les piles d'abrasifs (TAC, 1999), on peut dire que la perte potentielle de sel mélangé aux piles d'abrasifs est élevée.

Les débordements pendant le stockage et le chargement des épandeuses est une importante source de pertes de sel (TAC, 2000). L'étude de sondages électromagnétiques effectués dans les entrepôts de sel indique que le débordement est une source importante de sels dans l'environnement (Snodgrass et Morin, 2000). Ces sondages, qui identifient les matières de la sub-surface et des eaux souterraines (dans les six premiers mètres du sol) qui sont fortement conductrices (par exemple, les sols et les eaux souterraines à forte teneur en sel), indiquent une grande conductivité dans les zones adjacentes aux chemins d'accès et autour des installations d'entreposage où les sels sont manutentionnés.

Les véhicules d'entretien des routes en hiver sont lavés régulièrement pour éviter la corrosion et les eaux de lavage sont une source de sel dans l'environnement. Dans les entrepôts de sel des régions urbaines, les eaux de lavage sont sans doute rejetées dans le réseau municipal d'égouts pluviaux; dans les régions rurales, le rejet est sans doute fait dans un puits sec où on laisse l'eau percoler dans le sol. Une étude révèle que les échantillons d'eaux de lavage provenant de sept entrepôts de sel avaient une teneur en chlorure de 3 500 à 37 000 mg/L et une concentration moyenne de 16 000 mg/L (Beck *et al.*, 1994). La même étude estimait aussi qu'entre le tiers et les deux tiers des entrepôts de sel de l'Ontario rejettent les eaux de lavage dans des puits secs. On peut aussi estimer les concentrations de chlorure dans les eaux de lavage en analysant les concentrations de chlorure dans les séparateurs d'huile/eau. Ces appareils sont installés dans certains garages des entrepôts de sel pour éliminer les huiles, les graisses et les composés semblables des flux de déchets des eaux de lavage. Comme les séparateurs huiles/eau n'éliminent pas le sel, les concentrations de l'effluent seront les mêmes que celles de l'influent. Une étude effectuée par INTERA (1995) indique que les concentrations de chlorure dans les séparateurs huiles/eau de trois entrepôts de sel étaient de 1 100 à 35 400 mg/L.

2.4.3 Estimation des pertes de sel dans les entrepôts de sel

La section qui suit traite de l'estimation des pertes de sel dans les entrepôts de sel et des comparaisons de ces pertes à la quantité de sel total épandu sur les autoroutes. Snodgrass et

Morin (2000) présente les hypothèses utilisées pour calculer ces pertes. On a d'abord estimé les pertes dans l'environnement d'un seul entrepôt de sel, puis les charges totales ont été calculées pour 190 dépôts actifs. On en enfin comparé les pertes totales estimées dans les entrepôts de sel aux près de 590 000 tonnes épandues chaque année. Ce scénario correspond à peu près à la quantité épandue dans une grande province ou dans plusieurs provinces plus petites et a servi pour faire les calculs.

Le Tableau 9 présente trois estimations fondées sur les scénarios suivants : (1) un entrepôt de sel qui applique les meilleures pratiques de gestion et dont les piles de sel et d'abrasifs mélangés sont entreposées à l'intérieur; (2) un entrepôt de sel dont les piles de sel sont entreposées à l'intérieur et les piles d'abrasifs, à l'extérieur et (3) un entrepôt de sel dont toutes les piles sont entreposées à l'extérieur. Des trois scénarios, c'est sans doute le deuxième qui reflète le mieux la réalité. La dernière colonne du Tableau 9 présente l'estimation du pourcentage de sel perdu dans les entrepôts de sel par rapport au sel total utilisé. Selon l'installation et le type de gestion, de 0,2 à 20 % du sel total utilisé se perd dans les entrepôts de sel.

2.4.4 Concentrations aux points de surface autour des entrepôts de sel

On dispose d'une petite banque de données sur les systèmes de drainage de surface autour des entrepôts de sel qui provient des études environnementales des sites (EES) faites à certains dépôts du MTO (MTO, 1993–1999). Les concentrations de chlorure dans 29 dépôts où des échantillons ont été prélevés s'étendaient de 4 à 4 880 mg/L avec une concentration médiane de 659 mg/L.

Une étude semblable a été réalisée pour un dépôt de l'Alberta. Un échantillon prélevé dans l'étang d'évaporation de cette propriété avait une concentration de chlorure de 32 1000 mg/L (Alberta Infrastructure, 2000). Une étude faite par *Transportation and Public Works* de la Nouvelle-Écosse indique que les eaux de ruissellement et les eaux souterraines peu profondes d'un dépôt qui s'écoulent dans un petit ruisseau augmentent les concentrations de chlorure de 75 mg/L à environ 1 000 mg/L dans un petit étang situé à environ 250 mètres en aval (Rushton, 1999).

2.4.4.1 Concentrations de chlorure dans l'eau de puits des entrepôts de sel

Une étude menée par le ministère des Transports de l'Ontario (MTO, 1997) a dressé le graphique des concentrations de chlorure de plus de 300 entrepôts de sel en Ontario sur une période de 20 à 30 ans qui s'est achevée en 1988. On a choisi la période de cinq ans, de 1982 à 1988, pour caractériser la plage de concentrations qu'on peut observer dans les puits des entrepôts de sel. La plupart des dépôts considérés (229 dépôts, 74 %) avaient des concentrations inférieures à 200 mg/L. Un nombre plus petit de dépôts (82 dépôts, 26 %) avaient des concentrations supérieures à 200 mg/L, dont 30 (9 %) avaient des concentrations supérieures à 500 mg/L et 14 (4 %), des concentrations supérieures à 1 000 mg/L.

Dans le cadre des EES faites sur les entrepôts de sel de la région est du MTO, on a testé la qualité de l'eau dans les puits d'eau potable (MTO, 1993–1999). Les concentrations de chlorure dans les échantillons prélevés dans 36 puits s'étendaient de 1,5 à 5 050 mg/L et la concentration médiane était de 722 mg/L. Soixante-quatre pour cent des échantillons avaient des concentrations supérieures à 100 mg/L et 50 %, des concentrations de chlorure supérieures à 250 mg/L. Trente-cinq pour cent des échantillons avaient des concentrations supérieures à 500 mg/L. La profondeur des puits testés était de 12 à 113 mètres, pour une moyenne de 39,2 mètres. La construction des puits détermine si la pénétration des sels se fera par lixiviation dans le sol ou par drainage de local de la surface autour du tubage du puits pour atteindre la pointe filtrante.

2.4.4.2 Niveaux de chlorure dans les sols des entrepôts de sel tirés de la banque de données de vérification des lieux

On peut utiliser les données des EES (MTO, 1993-1999) pour évaluer les répercussions des opérations des entrepôts de sel sur la qualité du sol. Dans plusieurs de ces dépôts, on a creusé des puits d'essai et des sondages pour analyser des échantillons de sol. Les concentrations de chlorure de 53 échantillons étaient de 5 à 1 450 µg/g de sol et les concentrations de sodium des 46 échantillons étaient de 39 à 13 100 µg/g de sol. Les concentrations moyennes de chlorure et de sodium étaient de 2 100 et 2 600 µg/g de sol, respectivement.

Les concentrations de chlorure dans les échantillons de sol tirés des 46 puits d'essai s'étendaient de 2 à 13 300 µg/g de sol, pour une concentration moyenne de chlorure de 1 500 µg/g de sol. Les concentrations de sodium des 98 échantillons étaient de 86 à 6 720 µg/g de sol et la moyenne, de 870 µg/g de sol. Les puits d'essai avaient une profondeur de 0,1 à 5 mètres, et une profondeur moyenne de 1,6 mètres.

2.4.4.3 Niveaux de chlorure dans les eaux souterraines tirés de la banque de données de vérification des lieux

Le même ensemble de EES (MTO 1993–1999) a servi à évaluer la qualité des eaux souterraines peu profondes. Dans plusieurs entrepôts de sel, des puits de surveillance d'une profondeur de 0,26 à 5,25 mètres ont été creusés afin de prélever des échantillons d'eau souterraine. Les concentrations de chlorure des 102 échantillons étaient de 1 à 24 000 mg/L avec une concentration médiane de 2 600 mg/L. Le résumé des données indique que 75 % des échantillons avaient une concentration de chlorure supérieure à 100 mg/L, alors que 69 % avaient une concentration supérieure à 250 mg/L.

Dans d'autres analyses du même genre, les concentrations de chlorure dans les eaux souterraines de trois entrepôts de sel de l'Alberta étaient de 26 à 26 400 mg/L (Alberta Infrastructure, 2000), alors que ces concentrations dans trois entrepôts de sel exploités par le

Transportation and Public Works de la Nouvelle-Écosse s'étendaient de 254 à 38 600 mg/L (communication personnelle, Rushton, 1999).

2.4.4.4 Effets hors lieux des entrepôts de sel

L'analyse d'études de cas choisies faites par Morin (2000) révèle qu'il y a des effets hors lieux à plusieurs entrepôts de sel de voirie. Les paragraphes qui suivent en offrent quelques exemples.

Arp (2000) a examiné comment la présence d'un entrepôt de sel peut être associée à une forte salinité dans les eaux de surface. Les concentrations de sodium dans les zones autour de l'entrepôt variaient selon leur genre (eau dans un fossé ou dans un ruisseau) et le lieu. Les concentrations de sodium étaient les plus fortes à l'entrepôt ou près de l'entrepôt et s'étendaient de 3 000 à plus de 10 000 mg/L. Les eaux de ruissellement et d'infiltration provenant des entrepôts sont rapidement diluées dans les eaux de surface près de ceux-ci jusqu'à environ 100 à 300 mg/L de sodium. Les concentrations de sel près des entrepôts varient aussi selon les saisons, plus faibles au moment de la fonte des neiges et pendant l'automne pluvieux, plus fortes pendant l'été alors que les précipitation sont moins nombreuses et la température de l'air plus élevée. On trouve les concentrations à leur maximum en juin, juillet et août, alors que les fortes concentrations de sel qui entourent l'entrepôt s'étendent jusque dans l'étang adjacent et haussent les concentrations dans le principal ruisseau de drainage.

La même contamination de l'approvisionnement municipal en eaux de Heffley Creek, Colombie-Britannique (BC-MoTH, 1993), a pu être constatée à cause des piles d'abrasifs et des réserves de sel entreposées dans des remises offrant une mauvaise protection contre les intempéries. Historiquement, des sels de voirie sont entreposés à ce dépôt depuis 1973. Des piles d'abrasifs ayant une teneur en sel de 3 % y sont aussi entreposées sans protection (AGRA, 1995). En 1993, le *Ministry of Transportation and Highways* de la C.-B. a reçu une plainte officielle de la municipalité de Heffley Creek à l'effet que la nappe phréatique de l'un de ses deux puits municipaux était contaminée par les sels de voirie entreposés dans le dépôt de Heffley Creek. En 1994, les concentrations de sel étaient élevées dans les deux puits municipaux situés de 175 à 200 mètres d'un entrepôt de sel de Heffley Creek (Figure 9). Bien que les concentrations de chlorure aient diminué depuis 1996, le puits n° 1 a toujours des concentrations supérieures à 250 mg/L.

En 1996, des plaintes ont été enregistrées auprès des DTPW et DOE de Nouvelle-Écosse sur la contamination par le sel des puits résidentiels de Bible Hill. Des test effectués dans trois puits desservant six duplex ont révélé que les concentrations de chlorure et de sodium étaient de 130 à 640 mg/L (Communication personnelle, NS-DTPW, 1999). On a établi que l'entrepôt de sel de Bible Hill, situé assez près de ces résidences, était responsable de cette contamination au sel. Bien que les sels soient entreposés sous un dôme, les mélanges d'abrasifs avaient toujours été entreposés à l'extérieur. Le DTPW de Nouvelle-Écosse (Communication personnelle, 1999)

a indiqué que ce genre de contamination est typique des lieux où les piles d'abrasifs (mélangés à du sel) sont ne sont pas couvertes.

Une étude faite par Ohno (1990) sur les terres humides près d'entrepôts de sable et de sel dans le Maine a montré que les concentrations de chlorure et de sodium des sites perturbés étaient supérieures aux sites témoins par deux ou trois ordres de grandeur. Les concentrations des sites témoins étaient de 6 mg de sodium/L et de 8 mg de chlorure/L, alors que les concentrations des sites perturbés étaient de 16 à 8 663 mg de sodium/L et de 14 à 12 463 mg de chlorure/L.

Pinhook Bog, dans le comté de LaPorte, en Indiana, a subi les effets d'une contamination par le sel d'un entrepôt depuis la fin les années 1960 jusqu'au début des années 1980 (Wilcox, 1982). Les concentrations de chlorure des sites témoins en 1980 et 1981 étaient de 5 à 6 mg/L, par rapport à une mesure maximum quotidienne unique aux sites perturbés de 1 468 mg de chlorure/L en 1979, de 982 mg de chlorure/L en 1980 et de 570 mg/L en 1981. L'apport total de chlorure dans la tourbière pendant les dix ans d'entreposage du sel a été estimé à 2,3 millions de kg provenant de la pile de sel, à 0,4 million de kg, de l'épandage sur les routes et à 0,012 million de kg, des précipitations directes.

2.5 Devenir et voies de pénétration dans l'environnement

Dans les systèmes aquatiques, les chlorures sont présents sous forme dissociée en ions chlorure (Cl^-) et en cations correspondants (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}). L'ion chlorure est extrêmement mobile : il ne se biodégrade pas, ne réagit pas facilement aux autres ions pour former un solide, ne se volatilise pas, ne s'engage pas dans les processus biologiques et ne se fixe pas de façon significative aux minéraux de surface (MDOT, 1993). La circulation du chlorure dans le cycle de l'eau est surtout due à des processus physiques plutôt que chimiques. Les ions chlorure traversent facilement le sol, pénètrent dans les eaux souterraines et atteignent éventuellement les eaux de surface.

Lorsque l'eau percole dans le sol, les ions de charge positive (c.-à-d. Na^+, Ca^{++}, Mg^{++}, K^+) sont attirés par les sols de surface de charge négative inhérente et s'y lient. La mesure dans laquelle ils s'y lient dépend de la capacité d'échange d'ions et du nombre de sites de charge négative dans le sol. Le sodium élémentaire est très soluble et, une fois dissous, demeure en solution, mais comme il se fixe facilement aux particules de sol, il est moins probable qu'il atteigne les eaux souterraines et les eaux de surface. Toutefois, dans les cas où il ne se fixe pas ou lorsqu'il se produit une lixiviation dans le sol, le sodium élémentaire suit le chemin de l'eau et atteindra éventuellement les eaux souterraines puis les eaux de surface (MDOT, 1993).

Dans le ferrocyanure de sodium, le lien du groupe cyanure et du fer est très fort, mais dans l'eau, il peut libérer des ions cyanure par photolyse (Hsu, 1984). Des tests en laboratoire ont

établi que 15,5 mg/L d'une solution de ferrocyanure peut produire 3,8 mg/L de cyanure après exposition de 30 minutes au soleil (U.S. EPA, 1971).

Les sels de voirie rejetés par les **entrepôts de sel** pénètrent dans le **sol** :

- par les débordements de sel dans les remises d'entreposage pendant l'empilage ou le transfert des produits chimiques ou des abrasifs, ou pendant le chargement et le déchargement des véhicules d'entretien;
- par les débordements de sel dans le reste du dépôt lorsque les véhicules d'entretien le traversent;
- par l'érosion éolienne des piles de sels et par les véhicules d'entretien découverts en hiver;
- par les eaux des précipitations et de la fonte des neiges qui dissolvent les sels et s'infiltrent dans le sol et
- par les eaux de lavage des véhicules rejetées sur le sol.

Les sels de voirie rejetés par les **entrepôts de sel** pénètrent dans les **eaux de surface** :

- par ruissellement de surface des eaux de pluie, qui contiennent du sel dissous, par les eaux de la fonte des neiges et les eaux de lavage des véhicules et
- par le transport des eaux de pluies dans les conduites qui drainent une partie de l'entrepôt de sel vers un plan d'eaux de surface.

Les sels de voirie rejetés par les **entrepôts de sel** pénètrent dans les **eaux souterraines** :

- par alimentation d'une nappe souterraine provenant des eaux du sol et de surface (voir section 2.2),
- par le rejet des eaux de lavage des véhicules dans un puits sec et
- par pénétration dans les puits ou autour du tubage des puits.

Les sels de voirie rejetés par les **entrepôts de sel** pénètrent dans l'**atmosphère** :

- par les éclaboussures et les gouttelettes d'eau poussées par le vent.

Les sels de voirie rejetés par l'**élimination de la neige** pénètrent dans le **sol** et les **eaux souterraines** :

- par percolation directe des précipitations et des eaux de la fonte des neiges des lieux d'élimination.

Les sels de voirie rejetés par l'**élimination de la neige** pénètrent dans les **eaux de surface :**

- par rejet direct, dans le cas du déchargement dans les eaux de surface, par les rejets dans les égouts pluviaux sans traitement ou par la fonte après élimination sur les rives des cours d'eau;
- par rejet des usines d'épuration des eaux usées, là où la neige est éliminée dans le réseau d'égouts pluviaux avec traitement, ou par écoulement des lieux d'entreposage de surface vers un système d'épuration des eaux;
- par ruissellement de surface des eaux de pluie et de la fonte des neiges et
- par le transport des eaux de pluies dans les conduites qui drainent une partie de l'entrepôt de sel vers un plan d'eaux de surface.

Les sels de voirie rejetés par l'**élimination de la neige** pénètrent dans l'**atmosphère** :

- par les gouttelettes d'eau et les éclaboussures.

La Figure 10 illustre la voie de pénétration des sels de voirie épandus sur les routes. Les sels de voirie épandus sur les **routes** pénètrent dans les **eaux de surface** :

- par ruissellement direct des sels de voirie en solution des routes dans les fossés de drainage, les ruisseaux ou les terres humides peu après l'épandage. Les facteurs qui jouent la quantité de ruissellement des routes dans l'écosystème aquatique sont : a) la longueur de la route traitée et drainée, b) la quantité de sel épandu avant la période de dégel, c) la configuration de drainage et la topographie de la route, d) le débit des eaux réceptrices, e) le niveau d'urbanisation, f) le rythme et la durée de la hausse de la température au dessus du point de congélation et g) les précipitations (Scott, 1981).
- par ruissellement des eaux de la fonte des neiges contaminées par le sel peu après l'épandage du sel et
- par rejet des sels entreposés à la surface du sol (Scott, 1980).

Les sels de voirie épandus sur les **routes** pénètrent dans les **sols** et les **eaux souterraines**:

- par ruissellement des eaux de la fonte des neiges et des eaux de pluie provenant des routes.

Les sels de voirie épandus sur les **routes** pénètrent dans l'**atmosphère** :

- par les éclaboussures et les gouttelettes d'eau poussées par le vent; ces facteurs sont influencés notamment par la vitesse des véhicules, le vent, la pente et les caractéristiques géométriques de la route (McBean et Al-Nassri, 1987).

On peut s'attendre à ce que tous les ions chlorure épandus sur les routes sous forme de sels de voirie ou rejetés par les dépôts de sel ou les lieux d'élimination atteignent éventuellement les eaux de surface parce qu'ils sont persistants et suivent le cycle de l'eau.

2.6 Caractérisation spatiale des concentrations dans les eaux de surface

L'information présentée dans la présente section provient de la recension de plusieurs rapports d'agences, de publications scientifiques et de sondages de surveillance préparés par Mayer *et al.*, (1999) et Evans et Frick (2000). Elle comporte 1) de l'information sur les propriétés physiques et chimiques des sels inorganiques couramment utilisés pour l'entretien des routes, 2) leur devenir et leur transport dans les eaux de surfaces et les sédiments, 3) les concentrations dans l'environnement des composants des sels de voirie dans les eaux de surface canadiennes dans le contexte de la géologie des bassins versants et d'autres facteurs écologiques qui régissent leurs concentrations dans les eaux de surface, 4) une carte spatiale des concentrations de chlorure servant de point de départ à la compréhension de l'évaluation spatiale des risques écologiques pour les systèmes d'eaux de surface et 5) un lien établi entre la carte spatiale du risque et les concentrations observées de chlorure. Les données suggèrent que les eaux de surface les plus sensibles aux effets des sels de voirie sont les petits étangs et ruisseaux qui drainent les grandes régions urbaines.

Les écosystèmes des eaux de surface traités incluent les eaux courantes, comme les rivières et les ruisseaux, et les eaux stagnantes comme les lacs, les étangs et les terres humides. Les milieux pélagiques et benthiques de ces écosystèmes seront traités. On y présente aussi une revue des concentrations de fond et des concentrations des plans d'eau qui ont subi les effets de l'épandage des sels de voirie. On a inséré des exemples de plans d'eau ayant subi les effets de l'entreposage des sels de voirie dans la section sur les dépôts de sel.

2.6.1 Devenir et transport

Une fois entrées dans les eaux de surface, ces sels restent en solution à moins que leur concentration soit assez élevée pour dépasser leur solubilité, auquel cas la cristallisation et la sédimentation des sels minéraux commence. Il n'y a pas de mécanismes d'enlèvement, comme la volatilisation, la dégradation (photodégradation, biodégradation), la sorption (aux particules) ou l'oxydation pour éliminer les sels des eaux de surface. La dilution causée par le mélange avec des eaux à faible salinité diminuerait les concentrations de sel en phase aqueuse. Ainsi, les sels seront toujours présents dans la phase aqueuse plutôt que sous forme de particules (suspendues ou sédimentées au fond). Dans le cas des sédiments benthiques, les sels s'accumulent dans les eaux interstitielles des sédiments (eau de porosité).

Les sels dissous peuvent cependant altérer les propriétés physiques de l'eau en changeant sa densité. La densité augmente directement avec la salinité (Ruttner, 1963). L'augmentation de densité due à la salinité est importante par rapport à celle due à la température et a des conséquences importantes sur les lacs puisque les sels inorganiques peuvent s'accumuler temporairement ou de façon permanente dans les couches plus profondes et empêcher les eaux du lac de se mélanger (section 2.3)

Le présent rapport traite des comportements physique et chimique des principaux ions des sels inorganiques considérés, car ces comportements ont des conséquences importantes sur leurs concentrations d'ions dans les eaux de surface et leurs effets sur le biote aquatique.

2.6.1.1 Chlorure

Le chlorure est le principal anion provenant de l'épandage des sels de voirie qui contribue à la salinité et influence l'équilibre général de la salinité osmotique (Wetzel, 1975; Hammer, 1977). Le chlorure est un ion très soluble et mobile qui ne se volatilise pas ni ne se précipite facilement, ni ne se fixe à la surface des particules. Dans les écosystèmes d'eau douce, le chlorure est invariable (c.-à-d. que ni les réactions chimiques ni les réactions biologiques ne jouent sur ses concentrations dans l'eau) (Wetzel, 1975; Pringle *et al.*, 1981). Les niveaux de chlorure dans les eaux de surface ne changeront vraiment qu'en réponse à l'addition de chlorure, à la dilution causée par les précipitations et le débit ou à la concentration à cause de l'évaporation de l'eau. Dans la majorité des eaux de surface à l'intérieur des terres, les concentrations de chlorure et de cations respectifs atteignent rarement les produits de solubilité respectifs des sels de chlorure, de sorte qu'il y a peu de précipitation.

2.6.1.2 Sodium et potassium

Dans les eaux de surface, la réactivité chimique et la faible demande biotique des cations monovalents de sodium et de potassium sont relativement invariables. C'est cette nature invariable qui fait que leur distribution spatiale et temporelle dans les systèmes inaltérés d'eau douce est uniforme et que les variations saisonnières sont faibles.

2.6.1.3 Calcium

Le calcium est le cation le plus réactif de tous les cations qui contribuent à la salinité. Les processus chimiques et biologiques dans les systèmes aquatiques influencent ses concentrations dans les eaux de surface. Il est essentiel aux plantes supérieures en tant qu'élément nutritif et est un des éléments inorganiques de base des algues. Les concentrations de calcium dans les lacs aux eaux dures subissent des changements saisonniers : elles baissent en été avec l'alcalinité totale alors que la décalcification provoquée biogénitiquement élimine le calcium de la colonne d'eau. La baisse des concentrations de carbone inorganiques dans l'épilimnion, provoquée par le taux accru de photosynthèse, est responsable de la précipitation du calcium avec le bicarbonate HCO_3^-. Une partie de ce carbonate de calcium précipité redeviendra soluble dans l'hypolimnion et une autre est entraînée dans les sédiments. La décalcification de la zone trophogène modifie le coefficient des cations mono:divalents, ce qui influence la distribution et la dynamique des algues et des plantes aquatiques plus grosses des écosystèmes d'eau douce (Wetzel, 1975).

2.6.1.4 Magnésium

En général, les composés du magnésium sont plus solubles que les autres composés. Dans les systèmes d'eaux dures, les carbonates de calcium précipitent avant les carbonates de magnésium plus solubles. La précipitation importante du carbonate et de l'hydroxide de magnésium ne se produit qu'à un pH très élevé (>10). Le magnésium sert de micronutriment dans la transformation enzymatique des organismes. Il est essentiel aux plantes à chlorophylle comme porphyrine de magnésium des molécules de chlorophylle (Wetzel, 1975). Les demandes métaboliques de magnésium sont cependant faibles par rapport à sa disponibilité dans les systèmes d'eau douce.

2.6.2 Concentrations dans l'environnement : lacs et rivières

En l'absence de sources anthropiques, les eaux de surface acquièrent leurs caractéristiques par dissolution et réactions chimiques avec les solides, les liquides et les gaz avec lesquels ils entrent en contact pendant les différentes étapes du cycle de l'eau (Stumm et Morgan, 1981). Par exemple, on peut établir un lien entre la chimie des eaux des ruisseaux et la chimie du socle rocheux et l'équilibre qui contrôle la formation des phases solides (Feth *et al.*, 1964; Garrels et Mackenzie, 1967). La géologie du socle rocheux du bassin versant et la géologie de sub-surface jouent donc un rôle primordial dans les concentrations de sel des eaux de surface. En outre, le climat et la proximité des eaux de surface à la mer sont d'importants facteur de régulation des concentrations de fond de sel. Par conséquent, les concentrations de fond de sel (salinité) des eaux de surface varient.

Les eaux de surface peuvent être douces, avec une salinité inférieure à 500 mg/L, à salines, avec une salinité de 3 000 mg/L ou plus (Hammer, 1986). Bien que les lacs et les étangs fermés puissent devenir salins, les ruisseaux et les rivières auront rarement une salinité naturelle assez élevée pour qu'on les classe tels.

Aux fins du présent rapport, la qualité des eaux de surface est traitée par région géographique plutôt que par région hydrologique afin de mieux cerner les effets des facteurs humains sur la qualité des eaux de surface.

2.6.2.1 Région de l'Atlantique (Terre-Neuve, Nouvelle-Écosse, Nouveau-Brunswick et Île-du-Prince-Edouard)

Jeffries (1997) a compilé les concentrations médianes de chlorure et de calcium détectées par des sondages récents (1985 et postérieurs). Les données couvrent 38 lacs du Labrador, 63 lacs de Terre-Neuve, 150 de Nouvelle-Écosse et 166 du Nouveau-Brunswick. Les concentrations médianes de chlorure et de calcium dans les lacs des régions relativement intactes étaient de 0,3, 4,5, 0,82 et 1,10 mg/L, respectivement.

Dans des études globales, Kerekes *et al.* (1989), Kerekes et Freedman (1989) et Freedman *et al.* (1989) se sont penchés sur la qualité des eaux de plusieurs lacs et rivière du

Parc national de Kejimkujik, Nouvelle-Écosse. Ces chercheurs ont conclu que l'influence du sel de mer est significative en Nouvelle-Écosse. Les concentrations s'étendaient de 3,6 à 5,4 mg/L pour le chlorure, de 2,3 à 3,4 mg/L pour le sodium et de 0,36 à 0,96 mg/L pour le calcium. Les niveaux de ces ions étaient comparables à ceux mesurés dans d'autres eaux de surface de la région de l'Atlantique. (Jeffries, 1997).

Des études sur les lacs Chain près de Halifax indiquent que les activités de déglaçage en hiver ont des répercussions sur la qualité de l'eau. Thirmurthi et Tan (1978) expliquent que de juin à septembre 1975, la concentration de chlorure était d'environ 19 mg/L, qu'elle a commencé à monter en novembre pour atteindre un sommet de 43 mg/L en mai 1976. Elle est ensuite tombée rapidement pendant le reste des mois de mai et juin, pour atteindre 19 mg/L en juillet. L'augmentation des concentrations de chlorure des deux lacs représente une addition approximative de 19 440 kg de chlorure au premier lac Chain et de 7 920 kg au deuxième lac Chain.

On a continué d'étudier les lacs Chain pendant le début des années 1980 (Hart, 1985, 1988). Les concentrations de chlorure des deux lacs ont augmenté graduellement à partir de 1976 pour atteindre un maximum au milieu des années 1980 d'environ 120 mg/L dans le premier lac Chain et d'environ 170 mg/L dans le deuxième lac Chain. On a observé les plus fortes concentrations de chlorure pendant le dégel du printemps.

Les fondants ont eu des effets sur le lac Chocolate en Nouvelle-Écosse. C'est un petit lac (82,7 ha) peu profond (profondeur médiane = 3,9 m, profondeur maximum = 12,2 m) ayant un volume estimé de 350 000 m^3 (Kelly *et al.*, 1976). Le bassin versant est grand (900 ha), environ 11 fois plus grand que le la superficie du lac. Les concentrations de chlorure dans le lac étaient très fortes entre avril et août 1975. Les concentrations moyennes de chlorure en été étaient de 207,5 mg/L par rapport à une concentration de fond estimée de 15 à 20 mg/L pour les lacs intacts. Ces concentrations varient avec la profondeur, allant de 199 à 224 mg/L à la surface, de 189 à 217 mg/L à 6,1 m de profondeur et de 225 à 330 mg/L à 12,1 m. Les concentrations de sodium étaient de 108 à 125 mg/L, de 102 à 125 mg/L et de 116 à 183 mg/L à ces mêmes profondeurs. Le gradient des concentrations de sel dans les eaux profondes était assez important pour empêcher le mélange vernal vertical complet de la colonne d'eau : les eaux profondes sont devenues anoxiques en été. La principale source de cet excès de chlorure a été attribuée au ruissellement d'eaux chargées de fondant des autoroutes. Kelly *et al.* (1976) estiment que 64,2 tonnes (58 364 kg de sel de voirie, soit 35 409 kg de chlorure et 22 737 kg de sodium) ont été épandues dans le bassin versant du lac Chocolate pendant l'hiver de 1974-1975.

2.6.2.2 Région du centre (Ontario et Québec)

Les concentrations de chlorure, de sodium et de calcium dans les lacs et les rivières du Bouclier canadien qui couvre une grande partie du Québec et de l'Ontario, y compris la partie nord des Grands Lacs, sont très faibles (c.-à-d. 1-10 mg de chlorure/L) (Jeffries, 1997). Selon Weiler et

Chawla (1969), les concentrations annuelles de chlorure dans les lacs Érié et Ontario étaient de 24,6 et 27,5 mg/L, respectivement, alors que les concentrations correspondantes du lac Supérieur n'étaient que de 1,3 mg/L. Des études antérieures (Kramer, 1964; Beeton, 1965; Dobson, 1967) sur les tendances de la qualité de l'eau dans les Grands Lacs ont rapporté une augmentation rapide des concentrations de chlorure liée aux activités humaines. C'est dans le lac Ontario qu'on a observé la plus forte augmentation. Des données plus récentes (Williams *et al.*, 1998) ont cependant révélé une baisse des concentrations de chlorure d'environ 22 mg/L en 1977 à environ 16 mg/L dans les années plus récentes (1985-1993). La baisse dans la partie sud des Grands Lacs peut sans doute être attribuée aux charges moins fortes des sources industrielles et domestiques à la suite du contrôle et de l'épuration améliorés des effluents industriels et domestiques. Les tributaires du lac Saint-Clair (soit les rivières Sydenham et Thames) ont des concentrations de chlorure un peu plus élevées (environ 30-40 mg/L) que les autres rivières du sud de l'Ontario parce qu'ils drainent le socle sédimentaire paléozoïque adjacent au bassin Michigan qui contient des formations salines comme le sel (NaCl) et des strates de roches anhydritées ($CaSO_4$). Ces strates contribuent à la charge de sel (NaCl and $CaSO_4$) du lac Saint-Clair et de l'ouest du lac Érié.

Dans les régions urbaines, l'épandage de fondants contribue de façon significative à la charge de chlorure. Des postes de surveillance à long terme dans la Région du Grand Toronto (RGT) révèlent une hausse graduelle des concentrations de chlorure. Dans le Highland Creek, un cours d'eau urbain très dégradé, l'analyse statistique de la tendance indique une hausse des concentrations de chlorure de 150 mg/L en 1972 (sans doute déjà altéré) à plus de 250 mg/L en 1995 (Bowen et Hinton,1998). Dans le Duffin Creek, les concentrations médianes de chlorure ont augmenté de 10 à 20 mg/L, dans les années 1960, à 30 à 40 mg/L, au début des années 1990. (Bowen et Hinton,1998). Dans les ruisseaux et les rivières urbains, comme la rivière Don à Toronto, les concentrations de chlorure augmentent à plus de 1 000 mg/L en hiver (Scott, 1980; Schroeder et Solomon, 1998), l'augmentation coïncidant avec le dégel. Pendant les tempêtes de neige ou l'épandage de fondants, on a mesuré des concentrations aussi élevées que 89 000 mg/L dans les eaux de fonte de certaines rues urbaines. Les valeurs de base de l'automne dans la rivière Don étaient de 100 à 150 mg/L de chlorure. Des concentrations de base de chlorure semblables (50-100 mg/L) ont été rapportées dans le Black Creek, un autre ruisseau de Toronto. On y a mesuré des concentrations de chlorure 50 fois plus fortes que la valeur de base pendant les périodes de dégel. Crowther et Hynes (1977) rapportent de fortes concentrations de chlorure (1 770 mg/L), de sodium (9 550 mg/L) et de calcium (4 890 mg/L) dans le Laurel Creek qui traverse la partie urbaine de Waterloo. Rodgers (communication personnelle) a observé des concentrations de chlorure élevées (4 355 mg/L) dans le Red Hill Creek et dans un ruisseau urbain de Hamilton, Ontario.

Le MTO surveille la qualité des eaux dans plusieurs ruisseaux de la province, y compris ceux du bassin de Toronto. Trois postes étaient actifs sur le Etobicoke Creek entre 1990 et 1996 (Tableau 10). Tous les postes sont situés dans des régions développées, souvent près de routes ou d'autoroutes et sont donc clairement perturbés par les sels de voirie. La plage minimum des concentrations de chlorure s'étend de 0 à 43 mg/L, la plage maximum, de 2 140 à 3 780 mg/L et

la plage médiane, de 278 à 392 mg/L. Les concentrations les plus fortes ont été observées en février, puis en janvier, décembre et mars. Au poste de surveillance de Minico Creek, les concentrations minimum, maximum et médiane étaient de 51, 3 470 et 553 mg/L, respectivement. Les concentrations maximum ont été observées en décembre, puis en février, janvier et mars. De même, les concentrations minimum, maximum et médiane de Highland Creek étaient de 22, 1 390 et 310 mg/L, et celles de Black Creek, de 20, 4 310 et 495 mg/L, respectivement. On a observé les plus fortes concentrations en décembre, puis en février, mars et juin. Ces concentrations élevées pendant les mois d'hiver pointent fortement l'apport des sels de voirie. La concentration dans les eaux dépassait très souvent (180 — 62 % des mesures) les 250 mg/L et souvent (8 — 22 %) les 500 mg/L.

Le lac Little Round dans le centre de l'Ontario a été altéré par l'urbanisation, les fosses septiques, le ruissellement de sels de voirie provenant des routes et leur infiltration provenant d'un entrepôt de sel (Smol *et al.*, 1983). Ce petit lac (7,4 ha, profondeur maximum de 16,8 m) est devenu méromictique à la suite du ruissellement de sels de voirie provenant des routes et d'un entrepôt de sel. Les concentrations de sel dans le monimolimnion, la couche profonde, étaient de 58,4 mg de sodium/L et de 103, 7 mg de chlorure/L, soit de beaucoup supérieures à ce que la géologie de la région pourrait expliquer. L'addition de sels de voirie semble avoir provoqué un état méromictique 30 ans plus tôt.

Le ministère du Transport du Québec (MTQ) a fait enquête sur les effets des sels de voirie au lac à la Truite, près de Sainte-Agathe-des-Monts (voir Morin 2000). Le bassin de drainage du lac, estimé à 728 ha, a été perturbé par un segment d'autoroute de 7 km (environ 30 kilomètres voie). Le lac a une superficie de 48,6 ha, une profondeur médiane de 21,5 m et un volume estimé de 486 000 m^3. En 1972, la concentration moyenne de chlorure dans le lac était de 12 mg/L. Elle a augmenté pendant les années 1970 jusqu'à un maximum de 150 mg/L en 1979. Cela correspond à l'addition de 67 068 kg de calcium au lac. Afin d'éviter de nouvelles augmentations, les sels de voirie ont été remplacés par des abrasifs (contenant du sel comme antiagglomérant). La concentration de chlorure a baissé pendant les années 1980 jusqu'à 45 mg/L en 1990 et est demeurée stable depuis.

Toutes ces études indiquent que le ruissellement chargé de sel des autoroutes peut voir des répercussions négatives sur les plans d'eau. Dans une étude, Mayer *et al.* (1998) ont caractérisé les concentrations de chlorure dans le ruissellement des routes à trois endroits en Ontario : 1) le pont Burlington Skyway (une route à quatre voies et 92 000 voitures par jour), 2) l'Autoroute 2 à l'est de Brantford (une route à deux voies et 31 100 voitures par jour) et 3) le chemin Plains à Burlington (une autoroute à deux voies et 15 460 voitures par jour). Les concentrations de chlorure les plus fortes (jusqu'à 19 135 mg/L) ont été mesurées dans les eaux de ruissellement du pont Skyway, bien que de fortes concentrations aient aussi été observées au chemin Plains.

Des hausses significatives des concentrations de chlorure attribuables à l'épandage de sel en hiver ont été observées dans quatre ruisseaux des Adirondacks, mais pas au Canada (Demers

et Sage 1990). La concentration de chlorure dans les échantillons prélevés en amont et en aval des routes est très différente. Demers (1992) a rapporté que les concentrations de chlorure étaient jusqu'à 66 fois plus fortes dans les échantillons de l'aval. Le niveau global médian de chlorure en amont était de 0,61 mg/L et de 5,23 mg/L en aval. Les caractéristiques du terrain des ruisseaux des Adirondacks (New Hampshire) sont semblables à celles des ruisseaux des Cantons de l'Est au Québec. On a mesuré des concentrations de chlorure de 11 000 mg/L (Hawkins et Judd, 1972) pendant l'hiver 1969 dans le Meadowbrook qui draine environ quatre milles carrés de la banlieue de Syracuse, New York (Hawkins et Judd, 1972). Toujours aux États-Unis, on a mesuré des concentrations de chlorure de 400 mg/L dans les eaux du fond de la baie Irodenquoit, une petite baie du Lac Ontario près de Rochester, New York (Bubek *et al.*, 1971, 1995).

2.6.2.3 Région des Prairies (Manitoba, Saskatchewan, Alberta)

Les lacs salins les plus naturels du Canada sont situés dans deux régions. La première, qui englobe plusieurs bassins de drainage endoréiques est située dans les Prairies canadiennes (Hammer, 1984). La région où les lacs salins sont les plus nombreux s'étend dans le sud de l'Alberta et de la Saskatchewan. La région des lacs salins de l'Alberta-Saskatchewan est sous-tendue par un socle rocheux crétacé surtout composé de schistes, de grès fin et de grès (Hammer, 1984). Des provinces des Prairies, c'est la Saskatchewan qui compte le plus grand nombre et le plus grand volume de lacs salins (Hammer, 1986). La proportion de cations dans la plupart des lacs des Prairies est Na>Mg>Ca. On ne connait que deux lacs méromictiques dans les Prairies canadiennes, les lacs Waldsea et Deadmoose (Hammer, 1984). On trouve de nombreux lacs et étangs peu profonds, dont les eaux sont douces à salines, dans le sud des Prairies.

Il y a moins de lacs naturellement salins (environ 30) en Alberta (Hammer, 1984). La plupart se trouvent dans les régions de Provost et Hanna, bien qu'on les trouve aussi au nord qu'à Edmonton. Le Manitoba compte encore moins de lacs salins. Barica (1978) a étudié un groupe de plus de 100 étangs peu profonds dont la salinité variait de douce à assez saline près de Erickson dans le sud-ouest du Manitoba. Les plages de concentrations (en mg/L) étaient de 1 à 448 pour le chlorure, de 0,8 à 1 075 pour le sodium et de 27 à 380 pour le calcium. McKillop *et al.* (1992) ont étudié 23 sites à dominance de chlorure de sodium le long de la rive ouest du lac Winnipegosis. La plage de concentrations de chlorure, de sodium et de calcium était de 861 à 33 750 mg/L, de 587 à 21 313 mg/L et de 59 à 1 400 mg/L, respectivement.

On rapporte (Jeffries, 1997) des concentrations beaucoup plus faibles de chlorure et de calcium pour 27 et 193 lacs de la partie nord de la Saskatchewan et de l'Alberta, respectivement. Les concentrations médianes de chlorure étaient de 02, et de 0,5 mg/L, respectivement. Les concentrations de calcium des lacs de la Saskatchewan et de l'Alberta étaient de 2,0 et de 14,0 mg/L, respectivement. Les concentrations de chlorure et de calcium de 26 lacs du Manitoba étaient de 2,0 et de 7,5 mg/L, respectivement (Jeffries, 1997).

2.6.2.4 Région du Pacifique (Colombie-Britannique)

La deuxième région canadienne qui compte le plus de lacs salins naturels est le plateau intérieur sud (plateau Fraser) de la Colombie-Britannique, à l'ombre de la pluie de la chaîne Côtière. Les lacs salins de la Colombie-Britannique sont petits et peu profonds (Topping et Scudder, 1977). Northcote et Halsey (1969) ont décrit la limnologie de quatre de ces lacs et ont démontré que leurs concentrations en solides dissous différaient non seulement d'un lac à l'autre, mais aussi à l'intérieur du même lac (surface et près du fond). Les concentrations de chlorure (en mg/L) en surface et au fond étaient de 5,1 et de 7,1 mg/L, respectivement, dans le lac Yellow, de 121 et de 159 mg/L, respectivement, dans le lac White, de 800 et de 709 mg/L, respectivement, dans le lac Mahoney et de 7,9 et de 419 mg/L, respectivement, dans le lac Lyons. Sauf pour le lac Yellow dont la circulation des eaux est inhibée par ses caractéristiques morphométriques, les gradients de densité chimique maintiennent ces lacs dans un état méromictique. Les concentrations médianes de chlorure et de calcium rapportées de six lacs sensibles aux acides situés dans le sud-ouest de cette province étaient de 2,5 et 3,7 mg/L, respectivement (Phippen *et al.*, 1996; Jeffries, 1997).

L'effet des sels de voirie sur la qualité des eaux a fait l'objet d'une surveillance pour la rivière Serpentine dans la vallée inférieure du Fraser en Colombie-Britannique. Des appareils électroniques enregistraient la température de l'eau, le pH, le niveau d'eau et la conductivité toutes les 15 minutes. On a observé des pointes de conductivité pendant les périodes de dégel à la suite d'une période froide pendant laquelle on a épandu du sable et du sel (Whitfield et Wade, 1992). En outre, les périodes de forte conductivité étaient suivies par une augmentation du niveau de l'eau, ce qui est caractéristique de la fonte des neiges. Les résultats de cette étude indiquent que les organismes qui vivent dans certains ruisseaux pendant les mois d'hiver peuvent subir des fluctuations des concentrations de sel.

2.6.2.5 Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nunavut

On a trouvé peu de données pour le Yukon, les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut.

2.6.3 Concentrations dans l'environnement : sédiments benthiques

On s'attend à ce que les sels inorganiques utilisés pour l'entretien des routes s'accumulent dans les eaux interstitielles des sédiments plutôt qu'en phase solide parce qu'ils sont très solubles et qu'ils interagissent très peu avec les particules de sédiments. L'étude récente (Mayer *et al.*, 1999) d'un étang urbain (étang Rouge River) montre que l'eau interstitielle des sédiments, à l'état d'équilibre avec l'eau sus-jacente, est enrichie de sels inorganiques et peut elle aussi atteindre de fortes concentrations de sel. Ces fortes concentrations de sel dans les eaux interstitielles des sédiments ont non seulement un effet toxique osmotique et direct sur le biote benthique mais, par le biais de

la complexation avec le chlorure, ils augmentent aussi les concentrations en métaux lourds dissous (par exe. : cadmium) qui sont disponibles et toxiques pour les organismes benthiques.

2.6.4 Concentrations dans l'environnement : terres humides

Les terres humides sont un élément important du paysage canadien. Les caractéristiques qui les distinguent le plus sont l'eau stagnante, des sols de terres humides uniques et une végétation adaptée aux huiles saturées ou qui les tolère (Mitsch et Gosselink, 1986). Le Canada dispose d'une grande variété de terres humides : on peut trouver la description de divers genres de terres humides dans Mitsch et Gosselink (1986).

Il y a peu de renseignements sur les caractéristiques chimiques des terres humides côtières et intérieures d'eau douce quant au chlorure, parce que la plus grande partie du travail effectué sur ces milieux est consacré au cycle des substances nutritives, à l'acidification et à la géochimie des métaux. Une étude effectuée en 1987 sur les terres humides du parc national Kejimkujik (Wood et Rubec, 1989) a évalué leurs caractéristiques chimiques. Les auteurs ont rapporté des différences significatives dans la chimie de la tourbe entre les tourbières arborées et minérotrophes, surtout pour les concentrations de sodium et de calcium. Les concentrations de calcium, de sodium et de chlorure dans les tourbières arborées étaient de 0,17, 0,8 et 0,15 mg/L, respectivement. Les concentrations de calcium, de sodium et de chlorure dans les tourbières minérotrophes étaient de 0,32, 1,5 et 0,12 mg/L. Il n'y avait cependant aucune différence dans leur chimie des eaux de surface. Les concentrations de calcium, de sodium et de chlorure dans l'eau des tourbières arborées étaient de $6x10^{-4}$, $3,0x10^{-3}$ et $3,5x10^{-3}$ mg/L, respectivement, et celles des tourbières minérotrophes étaient de $6x10^{-4}$, $2,8x10^{-3}$ et $3,9x10^{-3}$ mg/L, respectivement.

Bourbonniere (données inédites) a étudié la géochimie des terres humides de la Nouvelle-Écosse et de l'Ontario. Il a mesuré la chimie des principaux ions dans les eaux interstitielles de la tourbière arborée ombrotrophique du comté de Barrington en Nouvelle-Écosse. Les concentrations mesurées (en mg/L) étaient de 9,6 à 24 pour le chlorure, de 5,2 à 2,88 pour le sodium et de 0,47 à 1,5 pour le calcium. Les concentrations de calcium, de sodium et de chlorure de Beverly Swamp, Ontario, étaient de 58,1 à 95,3 mg/L, de 5,1 à 20,0 mg/L et de 8,7 à 41,2 mg/L, respectivement. La composition de l'eau des étangs peu profonds décrits dans la section précédente est caractéristique des terres humides des Prairies. On n'a trouvé aucune étude traitant des effets de l'épandage des sels de voirie sur la chimie des terres humides. Deux études ont été présentées dans la section sur les dépôts de sel qui traitent des effets des entrepôts de sel sur les terres humides.

2.6.5 Concentrations dans l'environnement : lacs et étangs urbains

Les concentrations d'ions des petits lacs et étangs urbains qui reçoivent le ruissellement des routes sont susceptibles de subir des changements. Il y a peu de données sur les concentrations de chlorure dans ces plans d'eau, mais les étangs qui font partie d'un réseau municipal de gestion des

eaux de pluie peuvent servir de remplacement raisonnable. On a construit de nombreux étangs qui demeurent une forme assez courante d'aménagement des bassins versants dans les régions urbaines. Bien que ces étangs soient des plans d'eau conçus surtout pour la gestion du courant hydraulique et pour l'épuration des eaux de pluie, une écologie aquatique semblable à celle des petits étangs urbains naturels s'y est développée. Tout comme dans les systèmes aquatiques urbains naturels, ces étangs constituent des habitats de terres humides pour plusieurs espèces de flore et de faune. Ils constituent de bons candidats pour les concentrations maximum de chlorure puisqu'ils sont le genre de plan d'eau qui subit l'exposition maximum aux charges de chlorure à cause des activités d'entretien de l'hiver.

L'étude du lac Wabukayne (Free et Mulamoottil, 1983), petit lac artificiel de Mississauga, Ontario, rapporte de fortes concentrations de chlorure (200 à 2 000 mg/L Cl) et une méromixie temporaire pendant l'hiver et le début du printemps. Des concentrations de chlorure de 1 100 à 2 000 mg/L (S. Vickers, communication personnelle) ont été mesurées dans l'étang Harding à Richmond Hill dans la RGT. Des sondages saisonniers des étangs de rétention des eaux d'orage de la RGT (Mayer *et al.*, 1996; Mayer, données inédites) révèlent de fortes concentrations de chlorure pendant les mois d'hiver. Des concentrations de chlorure de 380 et 800 mg/L, respectivement, ont été mesurées dans les étangs Heritage et Unionville situés en milieu résidentiel (Mayer, données inédites), alors que des concentrations de chlorure de l'ordre de 5 910 mg/L ont été mesurées en février 1999 dans le réservoir Col. S. Smith qui reçoit les eaux de ruissellement d'une autoroute multi-voies (Autoroute Queen Elizabeth).

Une étude du bilan massique et des sédiments a été effectuée sur l'étang de Rouge River dans la vallée de Rouge River à Scarborough, Ontario, près de l'autoroute 401 et du chemin Port Union. L'étude sur le bilan massique a été faite en vue de mesurer l'enlèvement des polluants et la dynamique de plusieurs constituants de la qualité de l'eau entre 1995 et 1998 (Liang, 1998). Les premières études ont porté sur le bilan massique pendant la saison sans glace de 1995, 1996 et 1997. Elles ont révélé un déséquilibre du chlorure lié aux conditions méromictiques de l'étang, la méromixie étant sans doute due la conception de l'étang associée aux fortes charges de sels de voirie. La concentration de sel sous forme de chlorure de sodium mesurée dans la couche de fond de l'étang était de l'ordre de 5 000 mg/L. De fortes concentrations de métaux et d'ammoniac ont également été décelées dans la couche de fond. L'étude sur les sédiments (Mayer *et al.*, 1999) se penchait la chimie et la toxicité des eaux interstitielles des sédiments et évaluait la chimie des solides en phase métallique. On a formulé un modèle géochimique en vue d'évaluer les effets des sels sur la spéciation des métaux. L'étude a révélé que l'eau interstitielle des sédiments, enrichie de sels organiques, qui est à l'état d'équilibre avec la couche d'eau sus-jacente peut elle aussi contenir de fortes concentrations de sel. À l'interface sédiments-eau, on a mesuré des concentrations de chlorure et de sodium supérieures à 3 000 mg/L et 2 000 mg/L, respectivement, dans les eaux interstitielles. On a constaté une diminution graduelle des deux concentrations d'ions à mesure que la profondeur des sédiments augmentait. Cependant, même à une profondeur de 40 cm sous l'interface sédiment-eau, les concentrations de chlorure étaient d'environ
1 500 mg/L.

2.6.6 Analyse spatiale du chlorure des sels de voirie dans les bassins versants canadiens

La présente section offre une synthèse des concentrations de chlorure par bassin versant du Canada. Les concentrations estimées de chlorure provenant des charges de chlorure de sodium des sels de voirie sont aussi comparées aux concentrations de chlorure observées dans les postes de surveillance de la qualité de l'eau.

2.6.6.1 Bassins versants

On a choisi un traitement par sous-bassin dans la présente analyse parce qu'il se prête mieux aux données sur les charges de sels de voirie. On a fait des estimations du ruissellement pour chaque bassin versant (Figure 11). Les bassins versants des provinces des Prairies sont ceux où le ruissellement par unité est le plus faible, alors que ceux à l'ouest des Rocheuses et dans les provinces Maritimes ont le plus grand volume de ruissellement.

On a estimé les charges de sels de voirie à partir des données fournies par Morin et Perchanok (1999). La Figure 12 illustre les charges de chlorure provenant des sels de voirie par unité de surface de bassin versant. Les bassins versants de l'Ontario, du sud du Québec et des Maritimes ont les charges les plus fortes. Dans ces régions, les charges les plus fortes sont dans les bassins versants les plus urbanisés. L'île de Montréal a la charge la plus forte par unité de surface (250 g/m^2 of Cl).

2.6.6.2 Exposition spatiale aux sels de voirie dans les bassins versants canadiens

Les données sur le ruissellement et les charges de sels de voirie ont été combinées afin d'estimer les concentrations de chlorure provenant des sels de voirie (Figure 13). Les résultats indiquent que le ruissellement ayant les plus fortes concentrations de chlorure dues aux sels de voirie sont sur l'île de Montréal. La Figure 13 indique également que les bassins versants sur la rive nord du lac Ontario, notamment ceux influencés par les municipalités de la RGT, ont aussi des concentrations élevées de chlorure dues aux sels de voirie.

2.6.6.3 Comparaison de la variation spatiale dans les valeurs observées de chlorure dans les eaux de surface

La Figure 14 présente les concentrations observées de chlorure dans les bassins versants canadiens. Les concentrations de chlorure dans les eaux de surface sont établies à partir des valeurs médianes obtenues des postes de surveillance de la qualité de l'eau fédéraux et provinciaux du Canada. Cette carte indique que les bassins versants des provinces des Prairies contiennent les plus fortes concentrations de chlorure, concentrations qui peuvent être attribuées aux lacs et rivières salins situés dans cette partie du pays. Les bassins versants près des régions urbaines ont aussi des concentration de chlorure plus élevées.

La Figure 15 illustre la portion des concentrations de chlorure observées dans les bassins versants canadiens qui peut être attribuée aux sels de voirie. Elle rapproche les concentrations de chlorure provenant des sels de voirie à celles provenant de toutes les sources naturelles et anthropiques observées à l'embouchure des rivières. Dans la plus grande partie du Canada, la portion de chlorure due à l'épandage des sels de voirie est de 40 % ou moins (fondé sur les catégories présentées dans la Figure 15). Toutefois, dans certains bassins versants, ceux des régions les plus urbanisées du Canada en particulier, le coefficient est supérieur à un. Il est évident que le chlorure provenant des sels de voirie ne peuvent pas dépasser les 100 % des concentrations de chlorure observées, mais on doit se rappeler que toutes les valeurs sont établies à partir de médianes annuelles. L'échantillonnage spatial et temporel peut sous-représenter les apports sporadiques locaux de sels, notamment dans les régions urbaines où le courant peut être canalisé dans les égouts pluviaux ou dans d'autres réseaux de gestion du drainage. En outre, tous les chlorures provenant des sels de voirie peuvent n'être pas vidangés immédiatement et s'accumuler dans les sols et les eaux souterraines.

Les résultats indiquent que les bassins versants dans les zones urbaines, dans le sud de l'Ontario et du Québec, dans les Provinces Maritimes et dans les grands centres urbains des Prairies en particulier, ont le ruissellement aux plus fortes concentrations de chlorure. Par le calcul du rapport entre les concentrations observées et les concentrations estimées, on a pu déterminer quels bassins versants présentaient le plus de risques de subir des effets nocifs dus à l'épandage des sels de voirie.

2.6.7 Résumé et conclusions

La nature conservative (invariable) du chlorure dans les écosystèmes aquatiques et sa présence constante dans tous les sels de voirie commerciaux utilisés en font la meilleure mesure de remplacement des concentrations de sel dans les eaux de surface dans lesquelles on veut connaître les effets des sels de voirie. En outre, le chlorure est l'un des paramètres chimiques rapporté le plus souvent par les diverses agences de surveillance. Ainsi, les concentrations de chlorure dans les eaux de surface sont importantes dans l'évaluation des effets environnementaux des sels de voirie.

Les données compilées dans la présente évaluation révèlent une vaste gamme de concentrations de fond de chlorure dans les eaux de surface canadiennes. Les différences tiennent à la variété des socle rocheux et à la géologie de surface, au climat et à la proximité de la mer. Les données révèlent aussi les effets anthropiques. Elles indiquent que les plans d'eau les plus sensibles aux effets des sels de voiries épandus sur les autoroutes sont les petits étangs et ruisseaux qui drainent les grandes agglomérations urbaines, de même que les ruisseaux et les lacs qui drainent les grandes autoroutes.

L'analyse spatiale des concentrations de chlorure présentée ici détermine quels bassins versants du Canada sont le plus susceptible de subir des effets nocifs dus à l'épandage des sels de voirie et quels doivent être considérés de plus près.

3. 0 RÉSUMÉ DE L'INFORMATION ESSENTIELLE ET ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

3.1 LCPE 1999, 64(*a*) : environnement et LCPE 1999, 64(*b*): environnement essentiel pour la vie

3.1.1 Méthodes d'évaluation

La LCPE 1999 définit « environnement » de façon assez large pour y inclure tous les composants biotiques et abiotiques de la biosphère (LCPE 1999, article 3); elle ne fait pas de distinction entre environnement « naturel » et environnement « non naturel ». En fait, on peut considérer que tous les écosystèmes subissent un stress ou des modifications à cause de l'activité humaine, que ce soit localement (par exemple, destruction de l'habitat, rejets de polluants dans les effluents liquides), régionalement (par exemple, dispersion de polluants atmosphériques) ou globalement (par exemple, polluants organiques persistants [POP], effets atmosphériques globaux). Les environnements modifiés sont essentiels à la survie de plusieurs individus et populations. Dans les régions fortement influencées par l'urbanisation, l'industrialisation ou l'agriculture, les paysages modifiés par les droits de passage et les lacs artificiels peuvent en fait offrir les seuls habitats disponibles pour plusieurs espèces, que ce soit localement ou régionalement. L'évaluation des substances d'intérêt prioritaire ne doit donc pas faire de distinction entre les effets sur les environnements naturels et ceux sur les environnements modifiés.

La méthode d'évaluation environnementale de la LSIP comporte la caractérisation de la pénétration, de l'exposition et des effets d'une substance, ce qui permet au bout du compte la caractérisation du risque que pose cette substance (Environnement Canada, 1997). Cela peut comporter le recours aux données de laboratoire et aux données sur le terrain. Les preuves empiriques sur le terrain établissant un lien entre les altérations de l'environnement et la substance peuvent constituer une puissante indication des risques réels.

On peut supposer que tous les sels de voirie finiront par pénétrer dans l'environnement, qu'ils proviennent des pertes de l'entreposage ou des dépôts de sel, de l'épandage sur les routes ou de l'élimination de la neige usée. Bien que tous les ions chlorure se retrouveront tous éventuellement dans les eaux de surface, les ions provenant des sels inorganiques de voirie et des ferrocyanures seront rejetés ou se déplaceront dans le sol, les eaux souterraines et de surface et dans l'atmosphère, et les organismes peuvent y être exposés dans tous ces milieux. Par conséquent, l'évaluation de sels de voirie s'intéresse à tous les milieux environnementaux. Les effets environnementaux peuvent être biotiques comme abiotiques. Ainsi, les variables d'effet peuvent inclure des effets sur les organismes individuels, les populations ou les communautés, de même que des effets abiotiques comme la détérioration de la structure d'un sol ou la stratification d'un lac qui perturbe le mélange saisonnier des eaux.

Bien qu'on n'ait fait l'évaluation systématique de l'exposition aux sels de voirie d'aucun milieu écologique à la grandeur du Canada qui permettrait une caractérisation quantitative

détaillée du risque au niveau national, plusieurs études individuelles permettent d'établir un lien clair entre l'utilisation des sels de voirie et leur répercussions sur les systèmes biotiques et abiotiques.

Dans les sections qui suivent on tentera de caractériser le risque associé aux rejets de sels de voirie dans l'environnement en faisant la revue de la pénétration, de l'exposition et des effets des chlorures inorganiques sur les cinq milieux écologiques ou groupes biotiques. Les données utiles sur les ferrocyanures et le risque environnemental qu'ils posent seront traitées dans une autre section.

3.2 Eaux souterraines

3.2.1 Introduction

La présente section présente une vue d'ensemble des effets des sels de voirie sur les eaux souterraines et, éventuellement, sur les eaux de surface, et constitue le résumé d'un rapport préparé par Johnston *et al.* (2000). Il est surtout axé sur le devenir et les répercussions du chlorure de sodium. Morin (2000) présente des exemples d'effets sur la qualité des eaux souterraines et de surface causés par les sites d'entreposage des sels de voirie.

Dans la documentation publiée et inédite, on traite souvent les données sur les concentrations dans les eaux souterraines en fonction du dépassement des directives pour la qualité de l'eau potable. Ces directives sont fondées sur leur goût à 200 mg/L Na^+ et 250 mg/L Cl^- (CCME, 1998). Bien que la présente évaluation n'étudie pas les eaux souterraines comme source d'eau potable, la recension des dépassements rapportés des concentrations de chlorure de 250 mg/L est utile à l'évaluation des effets possibles sur le biote aquatique. Comme on l'a vu dans la section 2.3, la concentration n'ayant aucun effet observé (CSEO) sur la survie après 33 jours du premier stade de vie des têtes-de-boule était de 252 mg/L de chlorure, alors les données sur la létalité appliquées à l'exposition chronique indiquait que 10 % des espèces aquatiques seraient atteintes par des concentrations de chlorure d'environ 240 mg/L.

3.2.2 Principes sur les eaux souterraines

3.2.2.1 Cycle de l'eau

La mesure dans laquelle les sels de voirie perturberont le milieu des eaux souterraines varie considérablement selon les charges de sels de voirie, les conditions climatiques, les conditions du sol de surface et de sub-surface et de la position du site au sein du milieu hydrogéologique.

Les précipitations qui tombent sur une région, sous forme de pluie ou de neige, contribuent à un certain nombre de processus. Une partie de ces précipitations ruissellera sur les surfaces imperméables, comme les routes et les stationnements, et sera éventuellement dirigée par

des fossés ouverts ou des réseaux d'égouts souterrains qui se déchargent dans des ruisseaux, des terres humides, des lacs ou tout autre plan d'eau de surface. Le ruissellement de surface entraînera la migration directe des polluants de surface, comme les sels de voirie, vers des plans d'eau de surface et ce, habituellement en quelques heures.

Dans certaines conditions, une partie des précipitations s'infiltrera dans la zone peu profonde du sol et se déplacera latéralement dans la zone non saturée au dessus de la nappe phréatique en un écoulement hypodermique vers la zone de débit locale. Le transport des polluants vers les eaux de surface en écoulement hypodermique se produit en général en deçà de quelques heures à quelques jours.

Les reste des précipitations subira une évapotranspiration ou s'infiltrera dans la nappe phréatique comme alimentation d'une nappe souterraine. Les polluants qui pénètrent dans le réseau d'eau souterraines locales, intermédiaires ou régionales peuvent mettre plusieurs années à plusieurs centaines d'années avant d'atteindre comme débit de base les plans d'eau de surface.

3.2.2.2 Flux d'infiltration et alimentation de la nappe souterraine

La quantité de précipitations qui s'infiltre dans la nappe phréatique dépend de plusieurs facteurs, notamment la durée et l'intensité de la précipitation, le taux d'humidité initial du sol et les caractéristiques de l'humidité du sol. Compte tenu de la température générale et de la configuration des précipitations au Canada, la plus grande partie de l'alimentation des nappes souterraines se produira tard à l'automne et à la fin de l'hiver et au début du printemps à cause de la fonte des neiges et des pluies de printemps (Geber et Howard, 1997; Singer *et al.*, 1997).

Pour donner une idée du temps de parcours, le temps de parcours vertical à travers la zone non saturée peut s'étendre de moins de 0,5 m/a à plus de 20 m/a. Dans les régions ou la zone non saturée est épaisse (c.-à-d. 20 à 30 m), le temps de parcours de l'infiltration des précipitations pour atteindre la nappe souterraine peut être de l'ordre de 5 à 20 ans dans les sols sablonneux. Le temps de parcours est important lorsqu'on étudie les effets sur les récepteurs vers l'aval et le temps requis pour que des mesures correctives prises à la source aient des effets apparents.

3.2.2.3 Écoulement à travers le sol saturé et migration des polluants

Une fois les eaux sous la nappe phréatique, le mouvement de l'eau est contrôlé par son potentiel et par la perméabilité du matériel géologique. On doit considérer plusieurs autres processus physiques et chimiques pour évaluer la migration de solutés comme le Na^+, le Ca^{2+} et le Cl^- dans le milieu des eaux souterraines. La dispersion mécanique, la diffusion moléculaire et les effets de densité sont les principaux mécanismes de transport physique qui influencent la migration du Na^+, du Ca^{2+} et du Cl^-.

3.2.3 Effets des sels de voirie sur la qualité des eaux souterraines

3.2.3.1 Facteurs qui contrôlent la migration des sels de voirie

La principale préoccupation associée aux sels de voirie à base de chlorure de sodium est sa grande solubilité dans l'eau. Une fois dissous, le Na^+ et le Cl^- migreront vers la nappe phréatique avec les infiltrations de précipitations. Le taux de migration du Cl^- sera le même que celui de l'eau, ce qui n'est pas le cas du Na^+ qui peut être influencé par des échanges de cations dans certains milieux géologiques. L'équation qui suit représente la réaction de l'échange d'ions du Na^+.

$$2Na^+ + Ca_{(adsorbé)} \leftrightarrow Ca^{2+} + 2Na_{(adsorbé)}$$

Dans cette équation, le Na^+ est échangé avec le Ca adsorbé aux matières riches en argile. L'effet net de cette réaction est une réduction des concentrations de Na^+ dans les eaux qui s'infiltrent dans les eaux souterraines et un coefficient Na:Cl inférieur à un. Howard et Beck (1993) et Pilon et Howard (1986) ont documenté cette réduction des concentrations de Na^+ dans les eaux souterraines touchées par les sels de voirie.

3.2.3.2 Concentrations prévues de sels de voirie dans les eaux souterraines

Pour bien comprendre l'influence que l'épandage des sels de voirie peut avoir sur la qualité des eaux souterraines, on doit avoir une idée de la quantité de sel de voirie qui peut être dissous dans les infiltrations de précipitations. Un modèle simple de bilan massique sur chiffrier a été élaboré pour donner une indication de la concentration d'équilibre du Cl^- dans les eaux souterraines peu profondes (Johnston *et al.*, 2000). Ce modèle est fondé sur la dissolution du Cl^- total retenu dans le sol par les précipitations d'alimentation et ne tient pas compte du Cl^- d'autres sources. On peut donc considérer que les concentrations calculées de Cl^- représentent bien les concentrations d'équilibre à l'échelle régionale de Cl^- en aval d'un réseau routier sur lequel du sel de voirie est épandu. Il est à noter que le modèle ne fournit aucune indication des concentrations possibles de Cl^- immédiatement en aval d'une source comme une route unique et on peut donc s'attendre à des concentrations de Cl^- plus fortes dans cette région.

Les paramètres d'entrée du modèle sont notamment l'alimentation des eaux souterraines, le taux d'épandage des sels de voirie et la densité des routes. Une plage de taux d'alimentation de 5 à 40 cm/a a été choisie pour une gamme de types de sol. Les taux d'épandage du Cl^- sont fondés sur les taux habituels d'épandage des sels de voirie pour les réseaux routiers provinciaux et municipaux tels qu'établis dans la section 1.2 (Charges de sels de voirie). On a estimé le sel de voirie disponible pour infiltration dans la nappe phréatique à partir des plages rapportées par Wulkowicz et Saleem (1974), Scott (1980) et Howard et Haynes (1993). On a choisi des densités routières dans une plage de 1 à 15 km de route à 2 voies/km^2 à partir des données de Morin et Perchanok (2000) et Stantec (données inédites). On suppose qu'une densité routière de

0,01 à 0,1 km de route à 2 voies/km^2 est caractéristique d'une zone moyenne d'utilisation rurale à semi-rurale des sols, et de 10 à 15 km 2 voies/km^2, d'une zone d'utilisation urbaine des sols.

Johnston *et al.* (2000) présente les concentrations prévues de Cl pour les sols à des taux d'alimentation des eaux souterraines de 10 à 40 cm/a. Comme prévu, les concentrations de Cl d'un taux d'alimentation donné augmente avec l'augmentation de la charge et révèlent les plus fortes concentrations pour la densité routière la plus forte et le plus fort pourcentage de Cl retenu. Les concentrations de chlorure diminuent avec l'augmentation du taux d'alimentation à cause des effets de dilution de l'alimentation accrue. La concentration de Cl la plus forte, 3 600 mg/L, était prévue pour un sol ayant un taux d'alimentation de 10 cm/a, une charge de 40 tonnes de Cl/km de route à 2 voies et une disponibilité de 60 % du Cl épandu pour dilution dans la précipitation d'alimentation. Par comparaison, la concentration de Cl, à charge et précipitation d'alimentation égales, est de 900 mg/L pour un sol ayant un taux d'alimentation de 40 cm/a. On s'attend à ce que le pourcentage de Cl retenu varie considérablement d'un site à taux d'alimentation de 10 cm/a à un autre de 40 cm/a. Cela est dû au fait que le ruissellement serait plus important pour un site ayant un taux d'alimentation de 10 cm/a et que moins de Cl serait retenu pour dissolution dans les infiltrations de précipitations.

Le Figures 16 et 18 présentent les concentrations de Cl à l'échelle régionale prévues pour divers taux d'épandage de sels de voirie, densités routières et taux d'alimentation. Chaque Figure présente une enveloppe des concentrations de Cl maximum et minimum, mais aussi une enveloppe des concentrations moyennes de Cl pour les réseaux routiers à densité moyenne et forte, la moyenne de Cl retenu étant de 30 % et de 40 %.

Les concentrations de Cl, pour les sols à taux d'alimentation de 10 cm/a typique des sols argileux, peuvent dépasser les 250 mg/L après épandage d'environ 5 tonnes de Cl/km de route à 2 voies pour les réseaux routiers à forte densité (Figure 16). Pour les réseaux routiers à densité moyenne, on prévoit des concentrations de Cl inférieures à 250 mg/L à un taux d'application de sels de voirie d'environ 10 à 15 tonnes de Cl/km de route à 2 voies. Quant aux réseaux routiers à faible densité typiques des régions rurales, on prévoit des concentrations régionales de beaucoup inférieures à 250 mg/L.

La Figure 17 présente une estimation des concentrations dans les eaux souterraines pour un sol dont le taux d'alimentation est de 20 cm/a typique du sable. Ce sol peut tolérer des taux d'épandage du Cl un peu supérieurs avant que la concentration de 250 mg/L ne soit dépassée à cause de la dilution due à l'alimentation accrue. Pour les réseaux routiers à densité moyenne et forte, des taux d'épandage de Cl supérieurs à 12 et 32 tonnes Cl/km de route à 2 voies, respectivement, peuvent résulter en des concentrations régionales de Cl supérieures à 250 mg/L.

Les concentrations de Cl dans les eaux souterraines ne dépasseront les 250 mg/L que pour les réseaux routiers à forte densité et aux taux d'alimentation typiques des sols très perméables comme le gravier et la roche fissurée. Dans ce cas, on prévoit que des taux

d'épandage de Cl de plus de 22 tonnes Cl/km de route à 2 voies pourront entraîner des concentrations supérieures à 250 mg/L (Figure 18).

Le modèle du bilan massique de la présente section indique que l'épandage de sels de voirie supérieur à 15 tonnes Cl/km de route à 2 voies ou 24 tonnes NaCl/km de route à 2 voies entraîneront des concentrations à l'échelle régionales dans les eaux souterraines supérieures à 250 mg/L, quelque soit le type de sol, dans les régions à fort facteur d'utilisation des sols. Si on considère que les taux d'épandage des sels de voirie dans le sud de l'Ontario et du Québec et dans les Maritimes sont de l'ordre de 20 à 50 tonnes NaCl/km de route à 2 voies, c'est dans les régions fortement urbanisées de ces provinces que les eaux souterraines courent le plus grand risque de connaître les effets à grande échelle des sels de voirie. Outre les effets sur les eaux souterraines, la qualité des eaux de surface de ces régions du Canada sera influencée par le débit de base des eaux souterraines à fortes concentrations de Na^+ et de Cl, surtout à la fin de l'été et de l'automne.

Le modèle de bilan massique indique que dans les régions à faible facteur d'utilisation des sols, la concentration de Cl sera inférieure à 250 mg/L et atteindra un maximum de 24 mg/L à des taux d'épandage de sels de voirie de 40 tonnes NaCl/km de route à 2 voies. Il est à noter, cependant, que cette concentration constitue une moyenne régionale et qu'on peut s'attendre à de plus fortes concentrations immédiatement en aval des sources ponctuelles associées à chaque route.

3.2.3.3 Migration du panache et évaluation des effets

La section précédente donne une vue d'ensemble des effets à grande échelle associés aux charges des sources non ponctuelles dues à l'épandage des sels de voirie dans les régions urbaines et rurales. La section qui suit traite des effets de l'épandage des sels de voirie sur les routes individuelles sur la qualité des eaux souterraines et sur l'étalement du panache à partir de la source ponctuelle.

Pour donner une idée des concentrations maximum de Cl et des effets de dispersion sur les concentrations du panache, un modèle numérique du transport des solutés a été élaboré pour un réseau libre aquifère simple de sable pour lequel on a recours aux codes des modèles aux différences finies MODFLOW (McDonald et Harbaugh, 1988) et MT3D (Zheng, 1990). On assigne à l'aquifère simplifié un coefficient de perméabilité latérale de $1x10^{-4}$ m/s, un coefficient de perméabilité verticale de $1x10^{-5}$ m/s, un débit spécifique de 0,25, une porosité efficace de 0,30, une dispersivité longitudinale de 10 m et des dispersivités transversales latérale et verticale de 1 m et 0,1 m, respectivement. On assigne des limites linéaires à charge constante aux extensions amont (17,5 m) et aval (15 m) du modèle afin de simuler une pente de 0,005 m/m sur la longueur de 500 m du modèle. On attribue une alimentation de 30 cm/a au domaine entier du modèle.

À l'intérieur du champ d'écoulement simulé à l'état d'équilibre, on assigne une concentration carrée constante du terme source de 1 000 mg/L à la nappe phréatique pour représenter la charge de Cl⁻ d'une section de route. Cette concentration est à l'intérieur de la plage (323 à 2 930 mg/L, moyenne 923 mg/L) des eaux souterraines peu profondes sous un boulevard de ceinture à quatre voies de Kitchener, Ontario (Stantec, données inédites). On simule ensuite la formation et la migration d'un panache non retardé de Cl⁻ en phase dissoute pendant 5 000 jours, puis on a laissé le panache se dissiper après avoir enlevé le terme source de la concentration.

Au temps simulé de 100 jours, typique du début du printemps après alimentation des eaux souterraines à fortes concentrations de Cl⁻ dues aux sels de voiries épandus pendant l'hiver, les concentrations des eaux souterraines parallèles au panache présentaient la forme de « cigare » typique définie par son contour de 10 mg/L. À 100 jours, le contour de 10 mg/L avait migré à environ 40 m en aval de la source et son contour de 250 mg/L était limité à environ 10 m de la source. Après une période d'environ cinq ans, le panache à atteint l'état d'équilibre défini par le contour de 10 mg/L dans lequel le flux de la source est équilibré par le flux tout au long de la frontière du panache. Le contour à 10 mg/L à l'état d'équilibre se situe approximativement à 200 m en aval de la source alors que le contour de 250 mg/L s'est déplacé de 20 m en aval de la source.

Après une période de simulation d'environ cinq ans, la source de Cl⁻ a été enlevée afin de donner une idée du temps requis pour que les concentrations se dissipent. Les concentrations de chlorure ont diminué rapidement après 50 jours, aucune des concentrations simulées ne dépassant alors les 250 mg/L.

La simulation ci-dessus indique que l'étendue des effets de l'épandage des sels de voirie sur les autoroutes est limitée à cause du débit des eaux souterraines et des processus de transport, selon les propriétés de l'aquifère. Selon les résultats du modèle, les puits peu profonds et les plans d'eau de surface qui se situent en deçà de 20 m des autoroutes sont le plus susceptibles de subir les effets des sels de voirie. Le modèle suggère que si on arrête l'épandage du sel de voirie, les concentrations de Cl⁻ de l'aquifère peu profond diminueront considérablement en deçà de quelques mois à quelques années.

3.2.4 Études de cas

La présente section offre des modèles et des mesures sur le terrain pour certaines régions du Canada. Morin (2000) présente d'autres études de cas sur les effets sur la qualité des eaux souterraines associés aux autoroutes et aux dépôts de sel.

Une des méthodes d'évaluation des effets à l'échelle régionale associés à l'épandage des sels de voirie a été appliquée par Howard et Haynes (1993) dans le bassin de Highland Creek près de Toronto, Ontario. Au moyen de mesures détaillées du débit du ruisseau et des

concentrations de Cl sur une période de trois ans, ils ont estimé que 45 % seulement du Cl-épandu sous forme de sel de voirie dans le bassin était vidangé par le ruissellement des eaux, les 55 % restants étant stockés dans le réseau des eaux souterraines. Howard et Haynes (1993) estiment qu'aux taux d'épandage actuels, la concentration moyenne de Cl dans les eaux souterraines qui alimentent le Highland Creek comme débit de base est de 426 +/-50 mg/L. Bien qu'ils ne présentent pas le taux d'épandage des sels de voirie, la charge totale du bassin était d'environ 200 g NaCl/m^2. Si on suppose une densité routière typique d'un milieu urbain, on estime le taux d'épandage des sels de voirie de l'étude à 20 ou 30 tonnes de NaCl/km de route à 2 voies, ce qui se rapproche de celui prévu par le modèle du bilan massique élaboré pour le présent rapport.

D'autres preuves des effets sur la qualité des eaux souterraines et sur l'alimentation des plans d'eau de surface dus à l'épandage des sels de voirie dans les régions urbaines sont tirées de Howard et Beck (1993) et Eyles et Howard (1988). Les concentrations en chlorure dans l'alimentation du lac Ontario mesurées au printemps, le long de Scarborough Bluffs près de Toronto, étaient d'environ 400 mg/L. Les concentrations mesurées par Howard et Beck (1993) et Eyles et Howard (1987) étaient semblables à celles mesurées par Howard et Haynes (1993) dans le bassin versant de Highland Creek.

Les concentrations de Cl à long terme des puits d'approvisionnement municipaux fournissent d'autres preuves des effets de l'épandage des sels de voirie sur la qualité des eaux souterraines. La Figure 19 présente les concentrations de Cl dans les puits municipaux d'approvisionnement d'eau d'un centre urbain du sud de l'Ontario. Les données sur les taux d'épandage courants de Cl dans la région où a été faite l'étude près des puits indiquent que le taux d'épandage s'étalent de 18 à 36 tonnes de NaCl/km de route à 2 voies, avec un taux moyen de 28 tonnes de NaCl/km de route à 2 voies. Les concentrations de chlorure au début des années 1960 étaient inférieures à 50 mg/L et ont augmenté graduellement à 250 ou 300 mg/L à la fin des années 1990 (Figure 19). Un des principaux problèmes des tendances démontrées par la Figure 19 est que la concentration de Cl continue d'augmenter et n'a pas atteint la concentration à l'état d'équilibre. Le temps nécessaire pour atteindre l'état d'équilibre (le moment où l'apport de sel est compensé par le rejet de sel) dépend des conditions hydrogéologiques locales et de la grosseur du bassin versant (Howard *et al.*, 1993). Howard *et al.* (1993) ont utilisé deux modèles numériques pour démontrer les changements temporels et spatiaux de la qualité de l'eau. Le modèle « FLOWPATH » a révélé que les polluants chimiquement conservatifs, comme le chlorure, rejetés à quelques kilomètres des rivières et du lac Ontario reviendront dans le débit dans environ cinq ans. Il faudra plus de 100 ans pour que les polluants rejetés dans des régions plus centrales soient complètement éliminés des eaux souterraines. Howard *et al.* (1993) ont démontré à l'aide du modèle FLOWPATH que les concentrations moyennes de chlorure atteindront l'état d'équilibre en deçà de 200 ans après le premier épandage, si on le distribue également sur une région représentative de 460 km^2 de la RGT. Au moyen d'un autre modèle, AQUA, sur une région plus petite près de Toronto, l'état d'équilibre était atteint en 30 ans. À l'état d'équilibre, les niveaux de chlorure à une distance de 200 m de l'autoroute sont de deux à trois fois les concentrations de chlorure observées dans le débit de base.

Williams *et al.* (1997) ont étudié les concentrations de chlorure dans 20 sources du sud de l'Ontario. Ces concentrations étaient de 8,1 mg/L à 1 149 mg/L. La plus forte concentration provenait des eaux souterraines qui pourraient être contaminées par les sels de voirie. Williams *et al.* (1999) ont poursuivi leur recherche et noté que la concentration médiane de chlorure dans la *Glen Majors Conservation Area* était de 2,1 mg/L et d'environ 100 mg/L dans les régions rurales. Les concentrations de chlorure dans les sources près des régions urbaines étaient supérieures (>200 mg/L), la concentration maximum étant de 1 345 mg/L et la médiane de 1 092 mg/L.Cette source était adjacente à une autoroute et à un pont. Les concentrations de chlorure dans ces sites urbains ont aussi augmenté entre novembre 1996 et novembre 1997. La contamination par salinité était associée aux sels de voirie. Williams *et al.* (1999) notent que les configurations spatiales de la contamination par sels de voirie sont plus facilement détectables par échantillonnage des sources, que par échantillonnage des ruisseaux, parce que les concentrations dans les eaux de source (c.-à-d. rejet d'eaux souterraines) varient peu selon les saisons. Par contre, les concentrations de chlorure dans les ruisseaux varient considérablement selon les saisons.

Howard et Taylor (1998) rapportent de fortes concentrations de chlorure dans les sources des aquifères le long des Scarborough Bluffs, une partie du rivage du lac Ontario à l'est de Toronto, et d'un transect urbain-rural de la moraine d'Oak Ridges du Toronto métropolitain. On a détecté des concentrations de chlorure de 2 800 mg/L dans des sources émergeant d'aquifères peu profonds de la moraine d'Oak Ridges dans la région de Toronto. La source primaire de la contamination au chlorure sont les fondants chimiques pour les routes (Howard et Beck, 1993).

En 1970, l'autoroute 55 a été construite à 50 à 200 m des puits utilisés par Trois-Rivières Ouest pour puiser les eaux souterraines. En 1976, après que l'autoroute ait été en service depuis quelques années, on a noté une augmentation de la salinité (Gélinas et Locat, 1988). Au début des années 1980, un panache d'eaux souterraines salines a été identifié. Les concentrations de chlorure dans les échantillons des piézomètres étaient de 3 à 1 500 mg/L. Des données collectées en 1985 révèlent que la forme et l'étendue du panache varient selon le temps de l'année et la quantité d'eau pompée à chacune des six stations de pompage municipales. Les données pour 1985-1986 indiquent une augmentation graduelle au printemps (pendant la fonte des neiges) pour atteindre un sommet en août et septembre. Les concentrations les plus fortes ont été observées dans une station de pompage municipale située en aval de l'autoroute. Les concentrations dans la plupart des puits en amont de l'autoroute étaient inférieures à 5 mg/L. La concentration médiane d'une station de pompage en aval (80 mg/L) était six fois supérieure à la concentration moyenne de la station proche, mais en amont (14 mg/L).

La municipalité de Cap-de-la-Madeleine pompe de l'eau de 27 puits. Bien que l'on considérait que l'eau était de très bonne qualité, la concentration de chlorure de certains puits a augmenté graduellement depuis les années 1970, augmentation attribuée à l'utilisation des sels de voirie (Delisle et Dériger, 2000). Dans l'ensemble, les puits situés en aval des autoroutes sont plus

susceptibles d'être contaminés par les sels de voirie. Delisle (1999) confirme aussi que certains fossés ne sont pas connectés au système de drainage : dans ces régions, le ruissellement doit percoler dans les sols.

3.2.5 Conclusions

Une technique du bilan massique a servi à évaluer les effets possibles sur la qualité des eaux souterraines et de surface en donnant une indication des concentrations potentielles de Cl à l'échelle régionale en aval des réseaux routiers sur lesquels on épand des sels de voiries. Ce modèle indique que les concentrations de Cl dans les eaux souterraines régionales seront probablement supérieures à 250 mg/L pour les réseaux routiers de forte densité typiques des régions urbaines à des taux d'épandage de sels de voirie de plus de 20 tonnes NaCl/km de route à 2 voies. Selon les taux d'épandage de sels de voirie au Canada, les eaux souterraines des régions urbaines du sud de l'Ontario et du Québec et des Maritimes sont les plus susceptibles de subir des effets sur une grande échelle dus aux sels de voirie. Le modèle de bilan massique élaboré pour la présente évaluation indique que les régions rurales et semi-rurales sont moins susceptibles de subir les effets de concentrations de Cl à l'échelle régionale supérieures à 250 mg/L. On s'attend cependant à ce qu'il y ait des effets locaux le long de chaque route, effets que plusieurs études ont décrits

Des études ont démontré qu'aux taux d'épandages courants, seulement 45 % des sels de voirie épandus chaque année atteignent les eaux de surface. Les 55 % restants pénètrent dans les eaux peu profondes de la sub-surface et, une fois que les concentrations ont atteint l'état d'équilibre (200 ans dans la région de Toronto), des concentrations de chlorure de >400 mg/L peuvent être rejetées des eaux souterraines dans les eaux de surface.

L'eau souterraine qui contient des sels de voirie surgira éventuellement dans les eaux de surface ou dans les sources. Des recherches ont révélé que seule une partie des sels de voirie épandus sur les routes est entraînée dans le ruissellement des eaux et qu'une autre partie importante de ce sel est stockée dans le système des eaux souterraines. On a détecté de fortes concentrations de chlorure dans les eaux souterraines et dans les eaux souterraines qui surgissent à la surface par des sources. Les concentrations, prévues et mesurées, dans les eaux souterraines et les sources dépassent celles jugées létales pour plusieurs organismes, comme l'explique la section 2.3, alors qu'on peut s'attendre à ce que 10 % des espèces subissent les effets des concentrations supérieures à 240 mg/L et que des concentrations encore plus faibles puissent provoquer des modifications de populations.

3.3 Écosystèmes des eaux de surface

Evans et Frick (2000) ont effectué la recension approfondie et l'analyse de la documentation relative à l'évaluation des effets des chlorures inorganiques sur le biote aquatique : l'examen approfondi et la présentation de la salinité dans l'environnement, des facteurs naturels qui

influencent la salinité de l'eau et la pénétration des sels de voirie dans l'environnement; la recension de la documentation sur les effets de l'épandage des sels de voirie sur la salinité des écosystèmes aquatiques et sur la méromixie des lacs; les niveaux d'effets létaux et sub-létaux du chlorure de sodium et d'autres chlorures établis par des études en laboratoire, y compris les facteurs qui influencent leur toxicité et les limites de ces études; les effets des formes naturelles de salinité sur les écosystèmes aquatiques; les effets des sels de voiries sur les écosystèmes des ruisseaux, des lacs et des terres humides et la caractérisation des risques de niveaux 1, 2 et 3.

Sont présentés plus bas certains résultats importants de cette évaluation sur la nature des effets potentiels et sur la probabilité et l'ampleur des effets nocifs provoqués dans les écosystèmes aquatiques par le rejet de sels de voirie dans l'environnement. Comme le prévoit l'article 76.1 de la LCPE 1999, la méthode du poids de la preuve et le principe de précaution serviront à la détermination du caractère toxique d'une substance ou de sa capacité à le devenir. Comme le souligne Environnement Canada (1997), le recours à plusieurs sources de données peut augmenter la confiance que l'on peut accorder aux conclusions de l'évaluation. Les preuves concrètes sont importantes dans la caractérisation des risques. L'évaluation des effets sur les écosystèmes aquatiques est fondée sur plusieurs méthodes.

1. Caractérisation des risques par seuils de toxicité et quotient de risque : La méthode du quotient sert à déterminer la probabilité et l'ampleur des effets négatifs sur les écosystèmes aquatiques causés par le rejets de sels de voirie dans l'environnement. Cette méthode est fondée sur la comparaison des concentrations de chlorure dans le milieu aquatique à la suite du rejet de sels de voirie (selon la documentation et les analyses préparés pour la présente évaluation) aux seuils de toxicité des chlorures établis par des études en laboratoire.

2. Preuves sur le terrain des effets sur les populations ou les écosystèmes : La méthode du quotient se consacre habituellement à l'étude des seuils de toxicité, mais la structure des populations peut aussi être influencée par les conditions environnementales dans lesquelles des avantages sélectifs peuvent être offerts à certaines populations ou espèces et pourront provoquer des modifications de populations et de structure de la communauté, même si les organismes n'y sont pas exposés à des concentrations toxiques en soi.

3. Effets abiotiques : Les substances peuvent altérer l'environnement abiotique et, donc, avoir des effets sur les écosystèmes, par le biais des interactions avec les composants physiques, chimiques ou biologiques du milieu.

3.3.1 Caractérisation du risque selon le quotient

L'évaluation des risques environnementaux se fonde sur les procédures décrites dans Environnement Canada (1997). À partir de scénarios possibles, on choisit une valeur estimée de l'exposition (VEE) prudente ou hyper-prudente et on établit une valeur estimée sans effet observé (VESEO) en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un facteur d'application pour

rendre compte de l'incertitude liée à l'extrapolation de l'exposition chronique ou intermittente, l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions sur le terrain et aux variations de sensibilité inter-espèces et intra-espèces. La VCT peut être établie à partir d'une vaste gamme de réponses à la toxicité, notamment la mortalité, la croissance, la reproduction, la fécondité, la longévité, la productivité, ainsi que la structure et la diversité de la communauté. Un quotient (VEE/VESEO) hyper-prudent (niveau 1) ou prudent (niveau 2) est calculé pour chaque taxon sensible pertinent afin de déterminer s'il y a risque potentiel au Canada. Si ces quotients sont inférieurs à un, on peut conclure que la substance ne constitue pas un risque pour l'environnement et l'évaluation des risques est achevée. Si, au contraire, le quotient est supérieur à un pour une variable d'effet de l'évaluation, l'évaluation des risques se poursuit pour cette variable d'effet par une analyse de niveau 3 pour laquelle on utilise des hypothèses plus réalistes afin d'examiner la probabilité et l'ampleur des effets. Cette dernière méthode requiert un examen plus approfondi des sources de variabilité et d'incertitude de l'analyse du risque.

3.3.1.1 Évaluations de niveau 1 et de niveau 2

Valeur estimée de l'exposition (VEE)

L'évaluation de niveau 1 est fondée sur un scénario d'exposition hyper-prudent, en supposant habituellement que la VEE est la concentration maximum mesurée ou probable dans l'environnement canadien. Les concentrations de chlorure les plus fortes rapportées dans le milieu aquatique sont associées au ruissellement des eaux des routes, à la neige contaminée par les sels de voire et aux eaux contaminées près des entrepôts de sels de voirie.

En Ontario, on a détecté des concentrations de chlorure aussi élevées que 19 135 mg/L dans le ruissellement des eaux du pont Skyway (Mayer *et al.*, 1998). Delisle *et al.* (1995) rapportent que les chlorures dans la neige transportée par camions à Montréal avait une teneur moyenne de 3 851 mg/L, alors que la teneur maximum était de 10 000 mg/L. Mayer *et al.* (1999) rapportent des concentrations de chlorure de 89 000 mg/L dans l'eau de la fonte des neiges des rues de certaines villes. Dans le Maine, les concentrations de chlorure des eaux de surface de quatre terres humides situées à moins de 30 m d'entrepôts de sels de voirie atteignaient les 13 500 mg/L et restaient élevées pendant toute la période d'échantillonnage de mars à octobre (Ohno, 1990). On a donc utilisé une VEE de 10 000 mg/L aux fins des évaluations de niveau 1 pour représenter la concentration estimée maximum de chlorure dans l'eau de fonte des neiges qui s'écoule des routes dans les petits plans d'eau récepteurs comme les fossés et les ruisseaux. Cette concentration se rapproche également de celles observées dans les terres humides près des entrepôts de sels de voirie.

L'évaluation de niveau 2 comporte une analyse plus poussée de l'exposition ou des effets, ou des deux, en vue de calculer un quotient qui demeure prudent mais qui soit plus « réaliste » que le quotient hyper-prudent calculé dans le niveau 1 (Environnement Canada, 1997). On a vu que les effets les plus importants des sels de voirie se faisaient sentir dans les concentrations de

chlorure des ruisseaux et des rivières urbaines. Au Canada, c'est pour la région de Toronto qu'on dispose de la meilleure documentation sur les effets des sels de voirie sur les concentrations de chlorure dans les systèmes aquatiques. On a donc examiné ces données afin de trouver une estimation plus réaliste de la VEE de niveau 2.

On a mesuré les concentrations de chlorure dans plusieurs ruisseaux du *Remedial Action Watershed* de Toronto entre 1990 et 1996 (voir Evans et Frick, 2000) où on a effectué des collectes de données saisonnières. Moins de 50 échantillons ont été prélevés dans la plupart des postes pendant la durée de l'étude. Les concentrations minimum de chlorure étaient de 1 à 51 mg/L alors que les concentrations maximum étaient considérablement supérieures : 2 140 à 3 780 mg/L à trois postes du Etobicoke Creek, 3 470 mg/L au Mimico Creek, 4 310 mg/L au Black Creek, de 96 à 4 310 mg/L aux cinq postes de la rivière Humber, de 960 à 2 610 mg/L aux trois postes de la rivière Don et 1 390 au Highland Creek. Les relevés saisonniers des variations de chlorure dans le Highland Creek entre 1990 et 1993 montrent plusieurs périodes d'échantillonnage saisonnier pendant lesquelles les concentrations de chlorure dépassaient les 1 000 mg/L. Williams *et al.* (1999) rapportent qu'une source de l'Ontario située près d'une autoroute et d'un pont avait une concentration médiane de chlorure de 1 092 mg/L, sans doute à cause de la contamination des eaux souterraines par les sels de voirie. Bien que les valeurs maximum observées dans les ruisseaux et les rivières de la région de Toronto qui ont été contaminés par les sels de voirie soient de l'ordre de 2 000 à 4 000 mg/L, il est probable que la fréquence et la durée de ces concentrations varient. Par conséquent, une estimation moins prudente de 1 000 mg/L a servi de VEE dans les évaluations de niveau 2. Des concentrations de chlorure de cet ordre ont souvent été observées dans les ruisseaux et les rivières de la région de Toronto, dans une source contaminée de la région de Toronto et dans une tourbière contaminée par un entrepôt de sels de voirie (Wilcox, 1982).

Valeurs critiques de la toxicité

Plusieurs études sur le terrain ont démontré les effets de la salinité sur la diversité, les stocks actuels, le comportement et la survie (Evans et Frick, 2000), mais elles ne permettent pas en général d'établir des seuils d'effet clairs. Par conséquent, les données de laboratoire seules sont utilisées dans l'évaluation des trois niveaux. Des évaluations ont été faites pour tous les composants majeurs des communautés aquatiques (c.-à-d. bactéries, phytoplancton, zooplancton, organismes benthiques, amphibiens et poissons) pour lesquels on a pu trouver des données utiles sur la toxicité. Evans et Frick (2000) présentent et traitent les données sur la toxicité, pour le chlorrue de sodium et d'autres chlorures, et le Tableau 11 présente les VCT pour les variables d'effet les plus sensibles. Le chlorure est persistant (conservatif) dans l'environnement et on peut même l'utiliser comme traceur des mouvements de l'eau. La plupart des organismes d'eau douce sont des régulateurs poïkilosmotiques, ce qui leur permet d'augmenter la salinité de leurs fluides internes avec l'augmentation de la salinité de leur milieu. Ainsi, ces organismes peuvent accumuler le sel lorsque leur milieu devient soudain plus salin (par exemple lorsqu'il y a une hausse subite de sels de voirie dans leur milieu). En outre, on ne connaît pas les effets des expositions intermittentes répétées à de fortes concentrations de chlorure. On a donc utilisé le

même facteur d'application pour les évaluations de niveau 1 et de niveau 2.

Conclusions pour les évaluation de niveau 1 et de niveau 2

Les évaluations de niveau 1 indiquent que les quotients de risque étaient supérieurs à un pour tous les taxons considérés. Une évaluation de niveau 2 a donc été effectuée pour tous les taxons en réduisant la VEE de 10 000 à 1 000 mg de chlorure/L. Le Tableau 11 présente les résultats (compte tenu des différences supposées dans les scénarios d'exposition entre le niveau 1 et le niveau 2, tous les quotients du niveau 1 sont 10 fois supérieurs à ceux du niveau 2). Même si on réduisait les valeurs de l'exposition de niveau 2 à 500 mg chlorure/L à partir d'estimations de l'exposition moins prudentes, et si on utilisait la moyenne géométrique des facteurs d'application minimum et maximum recommandés (Evans et Frick, 2000), tous les quotients n'en demeureraient pas moins supérieurs à un. On a donc effectué des évaluations de niveau 3 pour tous les groupes d'organismes examinés dans les évaluations de niveau 1 et de niveau 2.

3.3.1.2 Évaluations de niveau 3

L'évaluation de niveau 3 comporte l'examen des distributions des expositions ou des effets, ou des deux, dans l'environnement (Environnement Canada, 1997). Afin de recourir à cette méthode, on a dû examiner la toxicité de tous les chlorures (Evans et Frick, 2000). Comme leurs effets dépendent de la période d'exposition, les données ont été réparties en quatre périodes : moins d'une journée, une journée, quatre jours et une semaine. De plus, on a estimé les valeurs de la toxicité chronique (long terme) comme on le verra plus loin dans la présente section. Pour chaque période d'exposition et les seuils de toxicité correspondants, on a souligné les régions où l'exposition qui fait problème est probable.

Exposition de moins d'une journée

La fonte rapide de la neige après épandage de sels de voirie peut provoquer des poussées de solutions concentrées de chlorure dans les écosystèmes aquatiques. Ces concentrations très fortes durent souvent moins d'une journée et elles diminuent pendant la fonte. Il peut donc être révélateur d'examiner les données sur la toxicité afin d'évaluer les niveaux auxquels les expositions de moins d'une journée peuvent avoir des effets létaux.

Peu d'études ont été faites sur la toxicité provoquée par l'exposition aiguë au chlorure de sodium (c.-à-d. expositions de 15 minutes à 12 heures). Les valeurs de la CL_{50} s'étendent de 8 767 à 50 000 mg de chlorure de sodium/L ou de 5 318 à 30 330 mg de chlorure/L (Tableau 12), la moyenne géométrique étant de 10 781 mg de chlorure/L. Les concentrations de sel à la limite supérieure de cette plage sont associées au ruissellement direct des eaux des routes dans les régions urbaines et dans d'autres régions à forte densité de circulation (Evans et Frick, 2000). Les concentrations à la limite inférieure de cette plage sont associées aux égouts pluviaux et aux petits ruisseaux urbains pendant les périodes de taux élevés d'épandage de sels sur les routes (Bubeck

et al., 1971; Hawkins et Judd, 1972; Cherkauer, 1976) et aux fossés (Champagne 1978). Des concentrations de cet ordre ont également été signalées dans les terres humides perturbées par l'écoulement des entrepôts de sels de voirie (Ohno, 1990) et dans les eaux souterraines et les lixiviats des entrepôts de sels de voirie (Morin, 2000).

Il semble donc que le ruissellement direct des sels de voirie peut provoquer des effets sur une vaste gamme d'organismes pendant des périodes d'exposition relativement courtes, surtout dans les milieux à proximité des autoroutes ou des entrepôts de sels de voirie, là où le taux de dilution des sels est relativement faible.

Exposition d'une journée

Les sels de voirie peuvent persister dans l'environnement sous une forme concentrée pendant des périodes de temps assez longues. Pendant la fonte, par exemple, les concentrations de chlorure peuvent augmenter dans les fossés et les ruisseaux et demeurer fortes pendant une journée ou plus. Les chlorures peuvent aussi être vidangés des rives des ruisseaux pendant les orages du printemps, de l'été et de l'automne. Le chlorure accumulé au fond des lacs urbains peut être vidangé de ce lac pendant la circulation du printemps et de l'été. Tous ces événements peuvent provoquer de brèves (par exe. : 1 jour) expositions à de fortes concentrations de chlorure.

Six études en laboratoire ont établi des CL_{50} sur 24 heures (Figure 20, Tableau 13). Les concentrations étaient entre 2 724 mg/L de chlorure de sodium (1 652 mg/L de chlorure) pour le cladocère *Ceriodaphnia dubia*, et 14 100 mg/L de chlorure de sodium (8 553 mg/L de chlorure) pour le crapet arlequin, la moyenne géométrique étant de 3 746 mg/L de chlorure. Les concentrations de chlorure à la limite supérieure de cette plage ont été observées dans l'eau de ruissellement des routes de régions à forte utilisation de sels. Les concentrations à la limite inférieure de cette plage, soit 2 000 mg/L de chlorure, ont été observées dans les ruisseaux urbains de régions à forte utilisation de sels de voirie comme la région du Grand Toronto. Il est donc possible que de brèves poussées de sels de voirie aient des effets nocifs dans les régions urbaines du Canada, là où on épand beaucoup de sels de voirie et où les organismes sont incapables d'y échapper. Les ruisseaux et les fossés le long des routes sont les plus vulnérables à ces effets. Des concentrations de chlorure de l'ordre de 1 600 à 8 500 mg/L ont été observées dans les régions perturbées près des entrepôts de sels de voirie où les piles de sel produisent d'importants écoulements. Comme ces eaux contaminées peuvent se déplacer lentement, le temps d'exposition sera sans doute plus long qu'une journée. On a aussi observé des concentrations de chlorure de l'ordre de 1 600 à 8 500 mg/L dans la neige enlevée des routes pleines de sel. Si de grandes quantités de cette neige étaient déchargées dans un plan d'eau relativement petit et à débit lent (un ruisseau ou un marais, par exemple), certains organismes pourraient y subir des effets toxiques.

On ne sait ni à quelle fréquence ni où cette toxicité d'un jour se produit dans l'environnement. Elle semble cependant se produire le plus souvent dans les régions très

urbanisées où on utilise le plus de sels de voirie. Ces événements peuvent aussi se produire près des entrepôts de sels de voirie et lors de la fonte de la neige des lieux d'entreposage.

Exposition de quatre jours

Les études sur la toxicité aiguë ou à court terme durent en général jusqu'à 96 heures (4 jours) et mesurent la mortalité (Lee *et al.*, 1995). Pour les organismes à vie courte comme les algues, la réduction de la croissance des cellules par rapport à celle d'un groupe témoin peut être mesurée pendant une période de test de cette durée, ce qui fait de ces études sur quatre jours des études chroniques. Au niveau de la communauté cependant, le temps d'exposition requis serait plus long pour mesurer les changements dans la succession et la composition des espèces d'algues. Les scénarios d'exposition sur quatre jours se prêtent bien aux conditions dans les ruisseaux et les rivières où les organismes aquatiques sont exposés à des poussées relativement brèves de fortes concentrations de chlorure. Les données sur la létalité pour les organismes à vie longues (zooplancton, benthos, poissons et amphibiens) ont donc été examinées afin de déterminer les concentrations auxquelles le chlorure est toxique. On a ajouté aux données sur la toxicité après quatre jours en y incluant des données sur la toxicité après trois jours au moyen des facteurs de conversion de Cowgill et Milazzo (1990) (Evans et Frick, 2000).

Pour l'exposition sur quatre jours, les CL_{50} s'étendaient de 1 400 mg/L de chlorure pour le cladocère *Daphnia pulex* à 13 085 mg/L de chlorure pour le stade d'anguille noire de l'anguille américaine, la médiane étant de 4 026 mg/L et la moyenne géométrique, de 4 031 mg/L de chlorure (Tableau 14, Figure 20). Il y avait un recoupement important entre les courbes de la toxicité sur une journée et sur quatre jours, surtout à cause du petit nombre d'études sur 24 heures disponibles.

Les concentrations de 1 400 à 3 000 mg/L de chlorure sont habituellement associées aux seuls ruisseaux et rivières urbaines dans les régions à forte densité de population comme la région de Toronto. En outre, les concentrations de cet ordre dans les ruisseaux et les rivières ne se produisent pas fréquemment, même pendant l'hiver (Evans et Frick, 2000). Il n'en demeure pas moins, comme on l'a déjà signalé, que des concentrations de chlorure de l'ordre de 1 000 à 3 000 mg/L sont associées aux fossés et aux terres humides contaminés par les entrepôts de sels de voirie. Il est probable que les organismes qui habitent ces eaux stagnantes salines peuvent subir un stress important en l'espace de quelques jours.

Schroeder et Solomon (1998) ont effectué une étude formelle sur les concentrations de chlorure et la toxicité à trois postes de la rivière Don. De novembre 1995 à avril 1996, les concentrations de chlorure atteignaient environ 950 mg/L au poste 1, 2 600 mg/L au poste 2 et 1 150 mg/L au poste 3. Selon les données sur la létalité aiguë (CL_{50}) pour 13 espèces de poissons et sept taxons invertébrés qui sont de 1 000 à 30 000 mg/L, les auteurs ont estimé que 90 % des espèces de poissons seraient protégées des effets aigus du chlorure au moins 90 % du temps à deux des postes et 85 % du temps au troisième. Cela signifie que les CL_{50} d'environ

1 000 mg/L et 2 700 mg/L provoqueraient chez deux espèces une létalité associée au stress dû au chlorure 10 à 15 % du temps à ces trois postes de la rivière Don.

Des concentrations maximum de chlorure de l'ordre de 1 400 mg/L à 4 310 mg/L ont été mesurées dans les ruisseaux du programme *Remedial Action Plan Watershed* de Toronto (Evans et Frick, 2000), valeurs supérieures à celles de Schroeder et Solomon (1998). Selon l'étude de Schroeder et Solomon (1998), il est donc possible que les organismes aquatiques habitant ces eaux subissent un stress aigu dû au ruissellement contenant des sels de voirie au moins 10 % du temps pendant l'hiver. Cette valeur de 10 % est sans doute trop faible pour plusieurs raisons. D'abord parce qu'il est probable que les concentrations de chlorure sont encore plus fortes à l'occasion, la fréquence de l'échantillonnage n'ayant pas été assez grande dans ces rivières. Ensuite parce que les études en laboratoire ne sont disponibles que pour quelques organismes seulement, ce qui ne reflète pas nécessairement la totalité de la plage de sensibilité au chlorure. En outre, les études en laboratoire ont été effectuées sur des animaux en santé et bien nourris alors que le biote exposé dans l'environnement connaît de longues périodes de disette, de stress thermique et autres, surtout pendant l'hiver. Enfin, le ruissellement des routes peut contenir d'autres polluants qui peuvent ajouter au stress toxique.

Exposition de sept jours

Il existe quelques études de sept jours qui traitent de la mortalité, de la croissance et de la fécondité (Tableau 15). Ces données offrent une indication de la toxicité dans les eaux à échanges lents (par exemple, les fossés, les terres humides, les étangs et les petits lacs).

Ces données expérimentales révèlent qu'avec l'augmentation du temps d'exposition, des effets non létaux commencent à être observés à mesure que le stress lié à une forte salinité se fait sentir sur les animaux et les diatomées. La Figure 20 illustre la représentation graphique des CE_{50} sur sept jours au moyen de la valeur la plus faible pour chaque espèce et les stades de vie du Tableau 15. Ces données montrent que les CE_{50} s'étendent de 874 à 3 330 mg/L de chlorure pour une exposition de sept jours, la moyenne géométrique étant de 1 718 mg/L, par rapport aux 2 288 mg/L des données de la CL_{50} de sept jours. Les concentrations de cet ordre sont associées aux fossés, aux ruisseaux, aux rivières et aux petits lacs urbains dans les régions comme Toronto. Par exemple, les concentrations médianes de chlorure de décembre à février dans le Mimiko Creek était d'environ 840 mg/L pendant la période de 1989 à 1995 et elles sont aussi de cet ordre dans les ruisseaux comme le Etobicoke et le Highland pendant certaines périodes de l'hiver (Evans et Frick, 2000). Des eaux anoxiques peuvent se former au fond des petits lacs urbains qui ont des concentrations de chlorure de cet ordre, ce qui constitue une autre source de stress pour la communauté aquatique. Elles peuvent aussi se produire dans les terres humides près des entrepôts de sels de voirie et on peut s'attendre à ce qu'elles créent un stress toxique pour les communautés aquatiques.

Toxicité chronique

La plupart des études sur la toxicité ont été faites sur des périodes d'une semaine ou moins et donnent une estimation de la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques aux brèves poussées de fortes concentrations de chlorure (c.-à-d. organismes vivant dans les ruisseaux, les rivières et les fossés). Toutefois, les organismes qui vivent dans des eaux plus stagnantes, comme les terres humides, les lacs et les étangs, peuvent connaître de fortes concentrations de chlorure pendant des périodes de beaucoup plus longues. Pendant cette période, les effets non létaux se manifestent par une réduction de la croissance et de la reproduction, par des taux métaboliques accélérés, etc. Malheureusement, très peu d'études en laboratoire ont étudié ces effets à long terme.

On a trouvé deux études traitant de la toxicité chronique (Birge *et al.*, 1985; Spehar, 1987). Elles permettent le calcul d'un coefficient de toxicité aiguë:chronique que l'on peut alors appliquer aux CL_{50} sur quatre jours. Birge *et al.* (1985) ont établi des VSEO et des CMEO pour la toxicité du chlorure pour les têtes-de-boule (test de 32 jours) et pour *Daphnia pulex* (21 jours). Pour *D. magna*, la VSEO pour la reproduction était de 314 mg/L alors que la CMEO (réduction de 27 % de la reproduction ou du nombre de descendants) était de 441 mg/L. La moyenne géométrique de ces deux valeurs est de 372 mg/L. La CL_{50} sur 48 heures pour *D. pulex* était de 1 470 mg/L, ce qui donne un coefficient de toxicité aiguë:chronique de 3,95. Si on ajuste la CL_{50} sur 48 heures à une CL_{50} sur 96 heures au moyen d'un facteur de correction de 1,28 (de Cowgill et Milazzo, 1990), elle est réduite à 3,07.

Birge *et al.* (1985) rapportent que la VSEO pour le test de 33 jours pour les premiers stades de vie des têtes-de-boule était de 252 mg/L de chlorure et la CMEO (réduction de 9 % de la survie) était de 352 mg/L, ce qui donne une moyenne géométrique de 298 mg de chlorure/L comme valeur chronique estimée. La toxicité aiguë de quatre jours était de 6 570 mg/L pour un coefficient aiguë:chronique de 22,1. La U.S. EPA (1988) a ajouté les résultats de l'étude de Birge *et al.* (1985) dans l'évaluation de la toxicité chronique, mais a eu recours aux 353 mg/L (réduction de 9 % de la survie) et aux 533 mg/L (réduction de 15 % de la survie) pour calculer la concentration chronique (433 mg/L) et le coefficient aiguë:chronique (15,2).

Le U.S. EPA (1988) cite une étude de Spehar (1987) pour les premiers stades de vie de la truite arc-en-ciel. Toutes les truites ont été tuées à une concentration de 2 740 mg/L alors que le taux de survie était de 54 % à 1 324 mg/L et de 97 % ou plus à 643 mg/L ou moins. Cette étude chronique ne fournit aucun autre détail. Le U.S. EPA estime la valeur chronique à 922,7 mg/L (la moyenne géométrique de 1 324 et 643) et le coefficient aiguë:chronique à 7,31.

Le U.S. EPA, au moyen de l'étude de Spehar *et al.* (1987) et d'une valeur plus faible de l'étude sur la tête-de-boule de Birge *et al.*, estime la moyenne géométrique du coefficient de la toxicité aiguë:chronique à 7,6. Si on utilise la CL_{50} sur quatre jours estimée pour *D. pulex*, comme on l'a vu plus haut, cette moyenne devient 6,98. Birge *et al.* (1985) et le U.S. EPA (1988) ont calculé la moyenne géométrique de divers coefficients chroniques pour estimer une valeur chronique finale de l'exposition au chlorure. L'étude de Birge *et al.* offre une estimation de 226,5 mg/L. Le U.S. EPA a aussi estimé une valeur aiguë finale en calculant les moyennes

géométriques des données sur la toxicité aiguë, d'abord au niveau de l'espèce, puis au niveau du genre. Le genre le plus sensible était *Daphnia* avec une valeur aiguë finale de 1 720 mg/L.

Un coefficient médian aiguë:chronique de 6,98 a été utilisé pour prévoir les valeurs chroniques des organismes de la Figure 20, à partir des données des études sur l'exposition de quatre jours. Cette courbe représente la plage de valeurs auxquelles on peut s'attendre à des effets létaux pour les organismes exposés pendant des périodes de temps prolongées à de fortes concentrations de chlorure. Les concentrations sont de l'ordre de 210 à 1 900 mg/L de chlorure pour une moyenne géométrique de 578 mg/L. On a souvent observé des concentrations de chlorure de cet ordre dans les ruisseaux, les rivières et les lacs altérés par le sel dans les régions urbaines et dans les lacs et les terres humides contaminées par les écoulements des entrepôts de sels de voirie.

Toxicité de court à long terme

On peut préparer un ensemble de courbes à partir des données sur la toxicité du chlorure pour les expositions de quatre jours, sept jours et prévues à long terme (chroniques) (Figure 21). On a exclu les données sur l'exposition d'une journée ou moins parce que les études étaient trop peu nombreuses. Les données sont représentées graphiquement sur une échelle log-linéaire à intervalles de confiance de 95 % pour chaque courbe. Un modèle log-logistique a servi pour ajuster les courbes (Environnement Canada, 1997b).

Selon les données prévues, on peut s'attendre à ce que 5 % des espèces subissent des effets (concentration létale médiane) à des concentrations de chlorure de 210 mg/L (Tableau 16), alors que 10 % des espèces subiraient des effets à des concentrations de chlorure d'environ 240 mg/L.

Comme on l'a déjà signalé, les organismes dans le milieu peuvent être plus susceptibles que ne l'indique les études en laboratoire, compte tenu de la rusticité des espèces testées, de la santé des organismes, des autres sources de stress dans l'environnement, etc. Par conséquent, cet ensemble de courbes peut amener à sous-estimer le stress dû aux fortes concentrations de chlorure provenant des sels de voirie dans le milieu naturel.

3.3.2 Preuves sur le terrain des effets sur la population ou les écosystèmes

Les études sur la faune effectuées dans des eaux douces et salées ont révélé la baisse graduelle du nombre de taxons d'eau douce à mesure que la salinité augmente (Figure 22) (Wetzel, 1983). Pour les espèces d'eau douce en général, le nombre d'espèces diminue à mesure que la salinité augmente, la diminution la plus rapide et la plus importante du nombre d'espèces se manifestant à des concentration d'ions chlorure de 1 000 à 3 000 mg/L. C'est ainsi que les lacs salés contiennent généralement moins d'espèces que les lacs d'eau douce, les poissons étant habituellement absents des lacs à salinité moyenne ou forte à cause du stress osmotique (Goldman et Horne, 1983; Wetzel, 1983).

La présente section expose les preuves sur le terrain des effets des sels de voirie sur les composants biologiques des ruisseaux et rivières, des terres humides et les lacs du Canada. La majorité des études identifiées sur les effets des sels de voirie ont été effectuées en Ontario et au Québec et ont été fondées sur des enquêtes sur l'utilisation des sels de voirie en hiver pour le déglaçage des routes. On a aussi utilisé des études américaines parce que les études canadiennes étaient trop peu nombreuses. Evans et Frick (2000) font une analyse approfondie des résultats de ces études et d'autres.

3.3.2.1 Ruisseaux et rivières

Plusieurs études traitent des effets des sels de voirie sur les écosystèmes des ruisseaux. Dickman et Gochnauer (1978) ont étudié les effets de l'exposition au chlorure de sodium sur la densité des bactéries et des algues dans Heyworth Stream, près de Heyworth, Québec, entre le 24 juillet et le 1er octobre 1973. On ajouté du chlorure de sodium à quatre endroits le long du ruisseau pour maintenir les concentrations de chlorure à 1 000 mg/L (1 653 mg/L de NaCl). Les concentrations de chlorure de sodium aux sites témoins étaient de 2 à 3 mg/L. Le ruisseau était peu profond sous une ombre épaisse et avait un débit rapide. Des substrats artificiels (tuiles), placés dans le ruisseau aux sites expérimentaux et à un site témoin en amont, étaient récupérés à des intervalles d'une semaine. Le site traité avait une moins grande diversité d'algues et des stocks courants de périphyton photosynthétique et d'algues plus faibles à cause du stress osmotique. On a observé la formation d'une auxospore (un stade de repos) de la diatomée *Cocconeis placentula* au site traité au jour 28, mais aucune au site témoin. La formation d'une auxospore est souvent déclenchée par le stress environnemental. La densité des bactéries était plus forte au site traité, ce qui fut attribué à la réduction de la pression de pâturage sur la population de bactéries à la suite de la baisse du nombre de brouteurs comme les flagellés, les ciliés et les rhizopodes. L'incidence du parasitisme des diatomées était plus faible dans le site traité que dans le site témoin, peut-être parce que le chlorure de sodium inhibe les moisissures, comme d'autres chercheurs l'ont indiqué (Kszos *et al.*, 1990; Rantamaki *et al.*, 1992).

Dans l'ensemble, ces études suggèrent que l'exposition continue à des concentrations de chlorure aussi faibles que 1 000 mg/L (1 653 mg/L NaCl) pendant des périodes de temps d'aussi peu qu'une semaine peut provoquer des altérations dans les communautés de périphyton d'un ruisseau. En outre, la communauté de périphyton peut ne pas récupérer de ce stress, la composition de la communauté demeurant différente de celle du site témoin un mois après l'exposition continue à ce stress. Cela suggère aussi que les poussées d'eaux chargées de chlorure de sodium pendant le dégel du printemps peut avoir des effets sensibles sur la communauté de périphyton, tout comme en aura le rejet continu de fortes concentrations de chlorure de sodium des rives des ruisseaux pendant les mois d'été et d'automne. Le périphyton constitue la base du réseau alimentaire de plusieurs ruisseaux, les invertébrés s'en alimentant pour, à leur tour, servir à l'alimentation des poissons. La réduction de la concentration de périphyton et d'algues peut avoir des effets nuisibles sur les niveaux trophiques supérieurs. La couche de feuilles mortes est une

autre source alimentaire importante pour le communautés des ruisseaux. Toutefois, les invertébrés trouvent leur pitance dans la communauté microbienne et fongique plutôt que dans la couche de feuilles mortes même. La réduction de la biomasse fongique due aux concentrations de chlorure de sodium peut aussi avoir des répercussions sur les invertébrés, sur le poisson fourrage et, en bout de ligne, sur les communautés de poissons prédateurs.

Demers (1992) a étudié les effets des niveaux élevés de chlorure sur les macro-invertébrés aquatiques qui habitent quatre ruisseaux près de la ville de Newcomb dans la région de Adirondacks, au nord de l'état de New York. Les quatre ruisseaux sont situés le long d'un tronçon de quatre kilomètres de la nationale 28N. La concentration de chlorure, mesurée toutes les semaines, était de 0,61 mg/L dans les endroits en amont et de 5,23 mg/L en aval. On a placé des substrats artificiels dans les sections à débit rapide du ruisseau en amont et en aval de la nationale. Des échantillonneurs ont été placés à moins de 50 à 100 m de la route et ont été laissés en place du 22 avril au 3 juin 1998, alors qu'elles ont été récupérés pour caractériser les invertébrés colonisateurs. La diversité benthique était plus faible dans les sites en aval que dans les sites en amont. On a observé une augmentation des moucherons dans les sites en aval, ainsi qu'une réduction des perlidés (une famille de perles) et des Ephemeridae (une famille d'éphémères communes). On a observé la même augmentation des moucherons et la même diminution de la dominance des éphémères communes et des perles dans la rivière Humber, près d'une route de l'Ontario, entre novembre, avant épandage, et mars suivant, après épandage de sel de voirie (Kersey, 1981).

Williams *et al.* (1997) ont détecté des variations significatives de la structure de la communauté des macro-invertébrés liées aux concentrations de chlorure dans 20 ruisseaux alimentés par des eaux souterraines dans le sud de l'Ontario. La teneur en chlorure de ces ruisseaux s'étendait de 8,1 à 1 149 mg/L. Les tipules et les brûlots sont deux taxons que l'on retrouve dans les ruisseaux à forte teneur en chlorure, alors qu'on ne trouve les taxons comme les *Gammarus pseudolimnaeus* (un amphipode) et les plathelminthes que dans les ruisseaux à faible teneur en chlorure. Les concentrations plus fortes de chlorure de certains ruisseaux proviennent apparemment d'eau souterraines contaminées par les sels de voirie.

Blinn *et al.* (1981) a analysé la dynamique saisonnière du phytoplancton à trois endroits le long du système du Chevelon Creek en Arizona. La concentration de chlorure au site 1 était de 88 mg/L au débit de base par rapport aux 900 à 1 100 mg/L au site 3, situé à 10,8 km plus en aval et à 3,5 km en aval du site 2 (la concentration de chlorure au site 2 n'était pas donnée). La forte concentration du site 3 était due aux nombreux infiltrations et ruisseaux de la paroi du canyon. Les différences du phytoplancton étaient marquées entre les trois sites, les espèces étant associées aux différents niveaux de salinité.

Leland et Fend (1998) ont étudié les distributions benthiques de la rivière de la vallée San Joaquin, en Californie. Les concentrations de solides dissous totaux s'étendaient de 55 à 1 700 mg/L. On a observé des assemblages différents à forte et faible salinité. Les éphéméroptères étaient très rares à une salinité supérieure à 1 000 mg/L (600 mg/L Cl).

3.3.2.2 Terres humides

On n'a trouvé aucune étude sur les effets des sels de voirie sur les terres humides du Canada, mais une étude a été faite sur les effets de la contamination au chlorure de sodium due à une pile d'entreposage de sel de voirie à Pinbook en Indiana (Wilcox, 1982). En 1963, un entrepôt de chlorure de sodium découvert a été créé juste au-dessus d'une tourbière. Les eaux de ruissellement chargées de sel de la pile d'entreposage et de l'autoroute ont provoqué des altérations importantes de la végétation de la tourbière sur une superficie de 2 ha. La pile de sel a été couverte en 1972 et on a cessé d'entreposer le sel à cet endroit après l'hiver 1980-1981. On en a étudié les effets de 1979 à 1983.

On a enregistré des concentrations de sodium aussi fortes que 468 mg/L et des concentrations de chlorure de l'ordre de 1 215 mg/L dans les eaux interstitielles de la matte de la tourbière dans les zones où on a pu constater les effets les plus graves des sels de voirie (Wilcox,1982, 1985). On a pris ces mesures en 1979, de sorte que des concentrations plus fortes ont pu se produite dans les années antérieures. Les concentrations de chlorure dans les sites témoins en 1980 et 1981 étaient de 5 à 6 mg/L. La mesure quotidienne maximum dans les parties perturbées était de 1 468 mg/L Cl- en 1979, de 570 mg/L Cl- en 1981 et de 610 mg/L en 1983, ce qui indique que la fermeture de l'entrepôt a provoqué une réduction des charges et de leurs concentrations dans la tourbière, mais que le chlorure a ensuite été retenu dans la terre humide.

Les espèces indigènes, comme le *Sphagnum* spp. et *Larix laricina*, étaient absentes des parties perturbées de la tourbière et des espèces qui tolèrent le sel, comme *Typha angustifolia*, les ont envahies. On a défini la tolérance à la salinité de diverses espèces de plantes (Wilcox, 1985) et on a démontré que les taxons étaient sensibles aux concentrations de NaCl aussi faibles que 280 mg/L (170 mg/L chlorure) (Tableau 17) dans l'eau de la tourbière. Alors que les concentrations de sel avaient diminué de 50 % entre 1980 et 1983, plusieurs plantes endémiques, y compris *Sphagnum*, ont re-colonisé la tourbière (Wilcox, 1985). *Sphagnum* a commencé à pousser sur les petits monticules dans les parties où les concentrations interstitielles de chlorure avaient baissé à environ 300 mg/L.

3.3.2.3 Lacs

On dispose de peu d'études qui documentent les effets sur le terrain des sels de voirie sur les communautés biologiques des lacs.

Tuchman *et al.* (1984) a utilisé des carottes des sédiments du lac pour étudier les effets historiques de la salinisation sur les diatomées du lac Fonda, Michigan. Un entrepôt de sel est adjacent au lac Fonda depuis 1953; une aire en asphalte y a été ajoutée au début des années 1970 pour réduire les pertes de sel. La diversité des espèces d'algues a commencé de diminuer

en 1960. La diversité des diatomées a atteint son minimum en 1968 au moment où une variété de taxons qui tolèrent le sel (halophiles) atteignait son abondance relative maximum. Dans les années qui ont suivi, la diversité a augmenté quelque peu alors que l'abondance relative de certains taxons halophiles diminuait, ce qui indique que la charge de sel du lac diminuait aussi. Malheureusement, cette étude n'a pas établi le niveau de salinité du lac. Zeeb et Smol (1991) ont étendu l'étude du lac Fonda aux chrysophytes. *Mallamonas caudata*, un taxon indifférent au chlorure, dominait à toutes les profondeurs de la carotte. *Mallamonas elongata*, un taxon très répandu dans les eaux eutrophiques et alcalines, et *Mallamonas pseudocoronata*, taxon qui ne tolère pas le chlorure, ont dépéri pendant la période de concentrations de chlorure les plus fortes. *Mallamonas tonsurrata*, qu'on trouve surtout dans les eaux eutrophiques, est devenue plus abondante pendant cette période. De nombreux changements importants des assemblages de diatomées et de chrysophytes ont été liés à des changements de salinité relativement faibles (c.-à-d. d'environ 12 à 235 mg/L chlorure ou environ 20 à 387 mg/L NaCl).

Des études limnologiques récentes étudient la structure de la communauté de nombreux lacs en fonction de nombreuses variables limnologiques telles que la conductivité, les concentrations d'éléments nutritifs et les principaux ions. Rott *et al.* (1998) ont étudié les assemblages de périphyton dans la rivière Grand, en Ontario, où les concentrations de chlorure s'étendaient de 7,7 à 85,0 mg/L et la conductivité de 180 à 540 µS/cm. L'analyse de la corrélation canonique a montré que la plus grande portion de la variabilité de la composition des espèces dans la rivière pendant la durée de l'étude pouvait être expliquée par un gradient saisonnier lié à la température et par des gradients latitudinaux nitrite-nitrate, par la conductivité et par le chlorure. Le phosphore, l'ammoniac, le pH, la turbidité et l'oxygène avaient une moindre importance.

Dixit *et al.* (1999) ont évalué les changements de la qualité de l'eau dans le nord-ouest des États-Unis avec, comme indicateur de changement, les diatomées déposées dans les sédiments du lac. La composition en diatomées des sédiments de surface a été liée aux paramètres de la qualité actuelle de l'eau comme le pH et les concentrations de chlorure et de phosphore total. Des valeurs optimales ont été calculées pour 235 espèces communes (Tableau 18). L'analyse des communautés de diatomées a révélé des détériorations sensibles de la qualité des eaux de centaines de lacs, dont les concentrations de phosphore et de chlorure étaient nettement plus fortes à l'époque moderne qu'à l'époque pré-industrielle. En outre, le nombre de lacs eutrophiques a augmenté sensiblement dans les basses terres côtières et le plateau et l'augmentation de leur état trophique a été associée non seulement à l'augmentation de la concentration de phosphore, mais aussi à celle des ions chlorure. Les concentrations de sodium et de chlorure étaient fortement corrélées dans ces lacs, ce qui laisse croire qu'elles sont associées aux sels de voirie. Toutefois, on a aussi reconnu que l'agriculture, la sylviculture et l'urbanisation peuvent avoir des répercussions sur la concentration de chlorure. Il n'en demeure pas moins qu'il est déjà apparent que les concentrations de chlorure sont optimales pour les diatomées et que toute déviation de ces concentrations pourrait provoquer des changements de la composition taxinomique. Cela vaut aussi bien pour d'autres organismes, comme d'autres groupes d'algues, de plantes, d'invertébrés benthiques, et pour le zooplancton.

La recherche récente de Dixit *et al.* (1999) suggère fortement que les sels de voirie jouent un rôle déterminant dans les changements des assemblages de diatomées dans le nord-est de États-Unis. D'autres études viennent l'appuyer comme Crowther et Hynes (1977), Dickman et Gochnauer (1978), Smol *et al.* (1983), Wilcox (1985) et Zeeb et Smol (1991) qui suggèrent que l'augmentation de chlorure des niveaux de base pré-indstriels de 10 mg/L ou moins à des concentrations de 200 à 1 000 mg/L peuvent avoir des effets mesurables sur les écosystèmes aquatiques.

3.3.3 Effets abiotiques

Les chlorures peuvent avoir des répercussions sur les systèmes aquatiques par le biais d'interactions avec les composants abiotiques du milieu. Plus particulièrement, les chlorures tendent à être plus solubles que les carbonates et peuvent donc, par le biais de diverses réactions, augmenter la mobilité des métaux-traces dans les écosystèmes aquatiques. L'augmentation de la charge de sel peut avoir des répercussions sur la densité de l'eau et ainsi influencer les processus de mélange des eaux dans les lacs et perturber le fonctionnement écologique de cet écosystème.

3.3.3.1 Disponibilité des métaux

L'augmentation de la concentration de chlorure dans des systèmes d'eau de surface peut entraîner la libération de métaux des sédiments et des particules en suspension. Par la concurrence qu'il fait pour les sites de liaisons des particules, le chlorure de sodium augmente les métaux-traces, et peut-être leur disponibilité, comme le cadmium, le cuivre et le zinc (Warren et Zimmerman, 1994) qui sont extrêmement toxiques pour les organismes aquatiques à des concentrations aussi faibles que 0,001 mg de cadmium/L (truite arc-en-ciel), 0,0065 mg de cuivre/L (*Daphnia magna*) et 0,09 mg de zinc/L (truite arc-en-ciel) (CCME, 1991). On a démontré que de fortes concentrations de sel dans les eaux interstitielles des sédiments augmentent les concentrations de métaux lourds dissous (le cadmium, par exemple) et la toxicité qui en résulte pour l'invertébré benthique *Hyallela azteca* (Mayer *et al.*, 1999). Wang *et al.* (1991) ont trouvé que 709 mg de chlorure/L (ou 0,02 M) augmentait de façon importante la libération du mercure des sédiments d'eau douce. Le mercure est extrêmement toxique pour les espèces d'invertébrés et de poissons à des concentrations aussi faibles que 0,002 mg/L et 0,02 mg/L, respectivement (CCME, 1991) et, lorsqu'il est présent sous sa forme méthylée, s'accumule dans les tissus des poissons. Le chlorure de sodium augmente aussi la mobilisation du mercure dans les sols (McLeod *et al.*, 1996).

3.3.3.2 Lacs méromictiques

La plupart des lacs subissent un mélange vertical qui provoque un échange des eaux de la surface et du fond qui est important pour le transfert des eaux riches en oxygène de la surface vers les régions plus profondes du lac. En l'absence d'un tel échange, les eaux profondes peuvent devenir anoxiques. Ce mélange vertical est également important pour le transfert des éléments nutritifs

régénérés dans les régions plus profondes du lac vers la surface où ils sont mis à la disposition des communautés de phytoplancton. Le mélange vertical est régi par le vent qui mélange les eaux de la surface jusqu'à une profondeur qui dépend de la fetch du lac, de la topographie environnante et de la température de l'eau. Le mélange vertical est aussi régi par les changements de température de l'eau. Dans les régions où la température de l'eau baisse à 4 °C (densité maximum de l'eau) en hiver, le réchauffement du printemps augmente aussi la densité de l'eau et favorise l'échange vertical d'eaux plus chaudes près du rivage avec les eaux plus froides et moins denses des profondeurs plus loin du rivage. À l'automne, le refroidissement du lac provoque une augmentation de la densité de l'eau et les mêmes échanges d'eaux, près du bord du lac-centre du lac et vertical.

Un lac devient méromictique lorsque certaines conditions empêchent le mélange vertical des eaux de la surface avec les eaux des profondeurs (Wetzel, 1983). Cela se produit lorsque le gradient de salinité est suffisant pour empêcher les effets des variations saisonnières de température de l'eau sur la densité et le mélange du lac. La pénétration des sels de voirie dans les lacs par le débit de surface (ruissellement sur le sol, les fossés, les ruisseaux) ou les infiltrations d'eaux souterraines (suintements, sources) peut nuire à la circulation des lacs. Les petits lacs modérément profonds sont les plus susceptibles de subir une telle méromixie, en particulier dans les régions où on utilise de grandes quantités de sel de voirie. Les lacs plus grands sont moins vulnérables parce que le panache d'eaux salées qui y pénètre est sujet à une plus grande dilution à mesure qu'il s'écoule sur le lit du lac vers ses régions plus profondes. En outre, les lacs plus grands ont une fetch plus longue et subissent donc des courants et d'autres échanges d'eau éoliens plus puissants.

La formation d'une méromixie peut avoir de nombreux effets sur les lacs. La faible teneur en oxygène qui se développe sous le chemocline peut provoquer la perte de toutes les espèces benthiques en eau profonde, sauf les espèces les plus résiliantes. Le zooplancton peut être exclus de son refuge diurne des eaux profondes et forcé de vivre dans les couches de surface plus claires où il devient la proie des poissons prédateurs qui préfèrent les petits organismes. Les poissons hypolimniques, comme la truite arc-en-ciel, subirait aussi des effets nocifs. Le début de la méromixie du lac aura des répercussions sur l'échange des eaux des sédiments. Le phosphore et d'autres métaux sont libérés plus facilement des sédiments mal oxygénés que de ceux qui sont bien oxygénés (Wetzel, 1983). Cette augmentation de phosphore peut augmenter la productivité et l'eutrophisation du lac, surtout si l'échange est suffisant au chemocline (Smol *et al.*, 1983). Enfin, l'azote régénéré sera dominé par l'ammoniac plutôt que par le nitrate.

Peu d'études ont été faites sur l'association méromixie-sels de voirie. On a constaté une diminution de la diversité des invertébrés benthiques dans les eaux profondes anoxiques du lac Wabekayne, une retenue d'eaux d'orage à Mississauga, Ontario (Free et Mulamoottil, 1983). Les concentrations de chlorure y étaient élevées d'environ février à avril (c.-à-d. 282 mg/L Cl en février 1979), surtout au fond du lac. Les concentrations en août 1979 étaient beaucoup plus faibles, soit de 50 mg/L. Smol *et al.* (1983) ont étudié les effets des perturbations culturelles sur

le lac Little Round, un petit lac méromictique du Bouclier canadien en Ontario. Le développement assez récent de conditions méromictiques a été associé au ruissellement et au suintement des eaux d'une remise de sels de voirie. La concentration de sel dans le monimolimnion était de 58,4 mg/L de sodium et de 103,7 mg/L de chlorure. La méromixie du lac Chocolate, Nouvelle-Écosse, décrite par Kelly *et al.* (1976), a été attribuée aux sels de voirie et le lac avait une concentration de chlorure de 189 à 330 mg/L.

3.3.4 Conclusions pour les écosystèmes des eaux de surface

En laboratoire, des effets toxiques ont été associés à l'exposition à des concentrations de chlorure aussi faibles que 400 mg/L pour les effets non létaux (moisissures) et que 874, 989 et 1 068 mg/L pour les effets létaux moyens (embryons de tête-de-boule, œufs/embryons de truite arc-en-ciel, daphnies, respectivement). La VSEO du test 33 jours des premiers stades de vie pour la survie de la tête-de-boule était de 252 mg/L de chlorure avec une CMEO (réduction de 9 % de la survie) de 352 mg/L. Le modèle utilisant des coefficients aigus à chroniques indique qu'il est possible que les daphnies subissent des effets létaux à des concentrations aussi faibles que 210 mg de chlorure/L. Près de 5 % de l'espèce subiraient des effets (concentration létale médiane) à des concentrations de chlorure d'environ 210 mg/L alors que 10 % de l'espèce en subiraient à 240 mg/L. Aux fins de comparaison, une valeur chronique finale de 333 mg/L a été calculée par Birge *et al.* (1985) et une autre de 226,5 mg/L par le U.S. EPA (1988). Les seuils de toxicité sont supérieurs pour les expositions de courte durée, mais les concentrations de chlorure associées aux sels de voirie dépassent les seuils de toxicité pour les expositions de moins d'une journée jusqu'aux expositions à long terme.

Des changements à la structure des populations ou à la communauté peuvent se produire à des concentrations plus faibles. Par exemple, on a montré que les valeurs optimales de croissance de 13 espèces de diatomées sont de 0,5 à 40 mg de chlorure/L, et des changements de populations dans des lacs ont été associés à des concentrations de 12 à 235 mg/L.

Evans et Frick (2000) ont trouvé des preuves que le potassium et les chlorures sont plus toxiques que le sodium. Il semble aussi que les poissons soient moins sensibles au chlorure alors que les invertébrés y sont plus sensibles, bien que les ensembles de données aient été petits. Bien que l'accent de l'étude ait été mis sur le chlorure de sodium, il semble que le chlorure de potassium et le chlorure de magnésium soient aussi toxiques ou peut-être même plus toxiques que le chlorure de sodium.

On considère que les concentrations de chlorure dues aux sels de voirie peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur les systèmes d'eau de surface, à la lumière des dépassements fréquents des seuils d'effet dans l'environnement et des preuves sur le terrain des effets possibles sur les populations des écosystèmes. En outre, en augmentant la biodisponiblité des métaux et en modifiant les gradients de densité dans les lacs, les sels de voirie peuvent avoir des effets importants sur les écosystèmes lacustres, notamment pour ce qui est de la disponibilité

de l'oxygène et des éléments nutritifs pour les organismes en profondeur qui en dépendent, et peuvent donc constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie humaine.

3.4 Sols

3.4.1 Évaluation de l'étendue de la salinisation des sols due à l'épandage des sels de voirie

La présente section résume l'information présentée dans le rapport préparé par Morin *et al.* (2000) sur l'étendue de la salinisation du sol due à l'épandage des sels de voirie. Le rapport présente des cartes du sol pour toutes les provinces canadiennes. Ce travail de cartographie est accompagné d'études de cas conçues pour montrer que, dans les régions perturbées par le sel, la salinité du sol change dynamiquement avec les courtes distances des sources ponctuelles et linéaires de sel et avec les saisons. Les sels traités sont surtout composés d'ions Na^+, Ca^{2+}, SO_4^{2-} et Cl^-. La contribution d'autres sels comme le potassium et le magnésium a été négligée parce qu'ils contribuent habituellement peu à la salinité globale du sol dans la plupart des régions.

On a élaboré la carte des apports et des concentrations de sel dans les sols de trois façons:

1. en moyennes spatiales calculées pour les bassins versants de niveau 2,
2. en moyennes spatiales au niveau municipal et
3. au niveau de la route (surtout les routes principales, secondaires et les autoroutes).

On a choisi ce travail de cartographie à trois volets pour estimer :

- les concentrations moyennes prévues dans les solutions du sol établies à partir des apports de sel total de la route et de l'atmosphère sel par bassin versant de niveau 2,
- les concentrations moyennes prévues dans les solutions du sol établies à partir des apports de sel total de la route et de l'atmosphère sel par région municipale et
- les concentrations moyennes prévues dans les solutions du sol établies à partir des apports de sel total de la route et de l'atmosphère sel à proximité immédiate de la route.

En général, les concentrations moyennes prévues de sel dans le sol de niveau 2 dues aux sels de voirie sont inférieures aux moyennes de l'ensemble de la municipalité, et les moyennes de l'ensemble de la municipalité sont inférieures à celles des routes individuelles. Pour quantifier ces moyennes, on a compilé les renseignements des bases de données nationales, provinciales et municipales afin de déterminer :

- l'épandage local de sel par municipalité et par comté,
- les retombées atmosphériques locales liées aux précipitations, à la température de l'air et aux retombées humides de Na^+, Ca^{2+}, Cl^- et SO_4^{2-} (il n'existe encore aucune base de données sur les retombées sèches; l'inclusions des retombées sèches ajoute

encore aux charges globales de sel, surtout dans la région atlantique à cause des embruns) et

- la profondeur du sol local, sa teneur en argile et en matières organiques.

Il y a un lien entre la salinité du sol et la salinité des eaux de surface parce que la plupart des eaux de surface reçoivent des apports directs des sols par le ruissellement, l'écoulement hypodermique, la percolation dans les sols et de débit de base. De même, les sols en aval reçoivent souvent des eaux du suintement de surface en amont, La dissolution graduelle des minéraux du sol et des roches facilement altérés contribue aussi à la salinisation des sols en aval, tout comme l'épandage d'engrais agricoles et horticoles et les infiltrations provenant des égouts domestiques et industriels. L'évaporation de l'eau des sols des régions arides comme celles des provinces des Prairies contribuent aussi à la salinité du sol qui — à la limite — mène à l'accumulation de sel sur et dans le sol, surtout dans les dépressions et les suintements des versants. La présente section traite de la mesure dans laquelle l'épandage de sels de voirie contribue à la salinité globale des sols.

3.4.1.1 Définitions et équations

Les données compilées sur les charges atmosphériques de Na^+, de Ca^{2+}, de Cl^- et de SO_4^{2-} renvoient aux concentrations d'ions pondérées en fonction du volume (retombées humides seulement) soit en mg/L soit en meq/L. Par contre, les charges de sel sont généralement exprimées en g/(m^2 a) ou en kg/(ha a). Dans le présent rapport, les charges atmosphériques et les charges en sels de voirie sont converties en concentrations de sel dissous total (SDT) dans les solutions du sol en divisant les charges combinées de sel par le taux de percolation prévu dans le sol :

taux de percolation dans le sol (mm/a)	=	**taux de précipitation (mm/a)**	-	**taux actuel d'évapotranspiration (mm/a)**	-	**ruissellement de surface (mm/a)**

Pour plus de simplicité, le taux de percolation est estimé à partir de :

taux de percolation dans le sol (mm/a) ~ débit de sortie du ruisseau (mm/a)

pour laquelle on obtient le débit de sortie par observation du débit hygrométrique spécifique du bassin versant. Dans le travail de cartographie, les taux prévus de percolation dans le sol sont donc égaux au débit de sortie du ruisseau. Les cartes qu'on trouve dans Morin *et al.* (2000) décrivent :

- mm d'évacuation d'eau de ruisseau à l'échelle nationale, fourni par Ressources naturelles Canada et
- m d'évacuation d'eau de ruisseau par bassin versant de niveau 2 (tiré de la carte nationale d'évacuation d'eau de ruisseau).

Les bassins versants ayant le plus fort coefficient de ruissellement sont le long des côtes du Pacifique et de l'Atlantique. Les bassins versants situés dans la partie sud des provinces des Prairies ont le plus faible coefficient de ruissellement pour dissoudre et diluer les sels. Il est important d'identifier les régions de faible coefficient de ruissellement parce que leur ruissellement est chargé de fortes concentrations de sels de voirie.

Les estimations de la solution du sol pour les charges de SDT et leurs concentrations d'ions servent alors à calculer :

- les cations totaux (CT) et les anions totaux (AT) (en meq/L),
- la conductivité électrique du sol (CE) (en mmho/cm ou mS/cm),
- le potentiel osmotique (PO) (en bars)
- le coefficient d'absorption du sodium (CAS) (sans dimension),
- le coefficient de sodium échangeable (CSE) (sans dimension),
- le pourcentage de sodium échangeable (PSE) (en %),
- la teneur en sodium échangeable (TSE) (en meq/100 g de sol étuvé)
- la répartition argile:limon (RAL) (en % de la teneur en argile du sol (TAS) et
- les changements relatifs de la conductivité hydraulique du sol (RCH) (sans dimension).

Pour porter ces données sur une carte, il était également essentiel d'obtenir des renseignements nationaux sur les sols sur :

- la teneur en argile du sol (TAS) (en % de la portion minérale du sol (particules < 2 mm),
- les matières organiques dans le sol (MOS) (en %) et
- la capacité d'échange de cations (CEC) (en meq/100 g de sol étuvé).

3.4.1.2 Charges calculées de sel et effets associés de la salinisation du sol

Les estimations de charges de sel total par district d'entretien proviennent des agences provinciales. Les charges municipales sont traitées en observations ponctuelles. Ces données sont ensuite attribuées :

- aux régions municipales
- aux bassins versants de niveau 2
- aux emprises des routes provinciales

On a élaboré des cartes pour illustrer par bassin versant de niveau 2, par région municipale et par région d'emprises de route provinciale :

- les charges combinées de sels atmosphériques et de sels de voirie,
- leurs valeurs pour la conductivité électrique, le potentiel osmotique et les solides totaux du sol dans les solutions du sol,
- leurs valeurs du CSE et du sodium échangeable dans les solutions du sol et
- les valeurs calculées de la dispersion potentielle du sol et du potentiel subséquent de réduction de sa perméabilité.

Il est probable que les effets du sel sur les sols seront des réductions du potentiel osmotique et du gonflement du sol, une réduction de sa stabilité (perte de structure du sol) et de sa perméabilité, une augmentation du potentiel d'érosion du sol, de sa répartition argile:limon et de la turbidité des eaux de surface. Tous ces effets augmentent directement avec la teneur en sodium du sol parce que l'augmentation de la teneur en ions de sodium réduit l'affinité qu'ont les particules du sol entre elles à cause de la grande affinité que les ions de sodium ont avec les molécules d'eau.

Les sols qui ont une teneur relativement forte en argile et dont l'apport en sodium est élevé subiront les effets les plus puissants à long terme (c.-à-d. devraient être classés à risque élevé pour le sel). Pour dresser la carte des sols classés à risque élevé pour le sel, on a élaboré un index simple de risque pour le sel en établissant :

Index de risque pour le sel = CSE * teneur en argile du sol (en %).

Les endroits ayant la cote de risque la plus élevée sont dans le sud de l'Ontario, près de la RGT, sur l'île de Montréal et dans ses alentours (Figure 23). D'autres régions du sud de l'Ontario et du Québec ont également une cote de risque élevée.

3.4.1.3 Études de cas

Trois études de cas ont été faites au parc national de Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, le long de rues choisies à Fredericton, au Nouveau-Brunswick, et dans une région forestière près de l'entrepôt municipal de sel de Fredericton (Boisé de l'université du Nouveau-Brunswick). Ces études ont mis l'accent sur :

- la quantification du taux de renouvellement général des ions de sodium dans les sols des bassins de cours supérieur au Parc national de Kejimkujik (un milieu essentiellement sans sels de voirie mais sous l'influence des embruns),
- l'évaluation de la salinité du sol sous les pelouses près de la bordure de routes choisies pendant la saison d'automne et
- l'examen des changements de salinité des eaux de surface par rapport à la distance de l'entrepôt de sel, par saison.

Les résultats de ces études de cas indiquent que :

(i) la capacité de rétention des apports de sodium et d'ions chlorure des sols et des bassins versants du Parc national de Kejimkujik est très faible (c.-à-d. que le sodium et les ions chlorure sont facilement vidangés dans les sols et les bassins versants du parc). Les concentrations d'ions sont plus fortes du début à la fin de l'automne et plus faibles au moment de la fonte des neiges.

(ii) Le long des rues de Fredericton, peu de sodium persiste en général sur les sites d'échange d'ions dans les sols près des routes pendant l'automne. Les données indiquent que le niveau d'ions de sodium échangeables est plus faible, le long de la plupart des routes les plus achalandées, près des bordures plutôt qu'à deux ou trois mètres de la bordure : c'est donc que l'éclaboussement et le ruissellement répétés au printemps, à l'été et à l'automne vidangent le sodium des sols de la bordure des routes.

(iii) Comparées à celles du Parc national de Kejimkujik, les concentrations de fond des ions de sodium et de chlorure dans les solutions du sol et dans les eaux de surface sont un peu plus faibles dans le boisé de l'université du Nouveau-Brunswick (3 ppm et 2 ppm, respectivement); les concentrations de sodium dans l'eau du fossé et du ruisseau varient selon les endroits. Dans les fossés, les creux des dépressions ont de 30 à 40 ppm de sodium et les endroits bien drainés ont 7 à 8 ppm de sodium. En outre, les concentrations de sodium sont les plus fortes à l'entrepôt de sels et à sa proximité, soit de 3 000 à plus de 10 000 ppm. Un réservoir d'eau immédiatement en aval de cet entrepôt contient des concentrations de sodium de 100 à 300 ppm. Les rejets de ce réservoir sont plus dilués à mesure que la distance en aval augmente. Dans tous ces cas, la saison influence les concentrations de sel comme suit :

- les concentrations de sel sont les plus faibles pendant les saisons pluvieuses et humides comme l'automne et le printemps au dégel et
- pendant l'été, les concentrations de sel augmentent pendant les périodes de sécheresse. Les concentrations les plus fortes se produisent en juin, juillet et août alors que les fortes concentrations de sel s'étendent à partir de l'entrepôt vers l'étang, les fossés et les ruisseaux adjacents.

3.4.1.4 Exposé

Les effets de l'épandage de sels de voirie sur les propriétés physiques et chimiques du sol comme le potentiel osmotique, la conductivité électrique, la perméabilité du sol, la dispersion et le coefficient de sodium échangeable (voir Morin *et al.*, 2000 pour de plus amples renseignements sur les autres propriétés physiques et chimiques) sont tous plus marquées dans les zones proches des entrepôts de sel et des routes sur lesquelles on épand du sel. Au niveau municipal, on peut s'attendre à ce que les effets sur le sol varient considérablement selon la densité du réseau routier, les conditions locales et les endroits où on épand des sels de voirie. Par exemple, dans toutes les régions urbaines dont les routes sont asphaltées, on s'attend à ce que l'épandage de sel produise

des concentrations de sel dans les sols et les eaux de surface semblables à celles calculées pour l'île de Montréal. La Figure 24 illustre le SDT, le PO et la CE de la solution du sol et des eaux de surface moyennes au niveau (1) de la moyenne pour le bassin versant et (2) au niveau municipal. Les résultats de cette comparaison indiquent que lorsqu'on fait la moyenne des charges de sel de voirie au niveau du bassin versant, les concentrations moyennes dans le ruissellement et dans la solution du sol sont généralement plus faibles que lorsqu'elles sont faites au niveau de la municipalité urbaine. On a calculé les même paramètres pour une emprise de route (Figure 25) à partir des données sur les charges provinciales de sel par district d'entretien. Dans l'ensemble, la Figure 25 indique que les zones à proximité immédiate de l'emprise peuvent subir des effets très graves. Bien que le degré saisonnier de salinisation du sol dû à l'épandage des sels de voirie serait faible dans les régions rurales et dans les banlieues ayant des surfaces importantes de pelouses et d'espaces non asphaltés, chaque paramètre de salinité du sol et des eaux de surface serait supérieur aux niveaux de fond naturels.

Le processus de dilution du sel par les précipitations et les éclaboussures de la circulation automobile est assez important en ce qu'il permet à la plus grande partie du sol canadien le long des routes de se remettre en partie ou complètement de l'épandage saisonnier de sels de voirie. Il semble que les éclaboussures de la route accélèrent la perte par lixiviation du sel accumulé en hiver. Toutefois, pendant les périodes de pourcentage élevé de sodium échangeable (PSE) et de faible CE des éclaboussures d'eau, ce phénomène peut avoir des effets nocifs sur la répartition argile:limon du sol, par exemple, qui peut entraîner une réduction du taux d'infiltration du sol et, donc, augmenter son érosion. Ce phénomène est le plus important là où la bordure de la route n'est pas couverte de végétation. La carte de la Figure 26 montre que les routes de certaines régions de l'Ontario et du Québec ont des valeurs du PSE élevées. Ces valeurs sont surtout liées aux régions dont la charge de sels de voirie est élevée. La Figure 26 indique également que certaines régions des Prairies ont des valeurs du PSE élevées. Bien que la charge de sel des routes des Prairies soit plus faible que celle de l'Ontario et du Québec, les précipitations qui dissolvent et diluent les sels y sont aussi plus faibles.

Sous la surface asphaltée, les sols ne peuvent profiter de la dilution saisonnière. Le sel dans ces endroits reste concentré ou s'accumule encore plus parce que ces endroits sont, du moins en partie, en dehors du trajet des eaux de percolation du sol. Ces endroits deviennent donc un réceptacle et une source de salinité : un réceptacle pendant les périodes d'épandage du sel et une source plus tard.

Les concentrations de sel dans les solutions du sol ne sont pas nécessairement les plus fortes au moment de l'épandage, mais celles-ci peuvent se produire dans les solutions du sol et dans les eaux de surface plus tard, pendant l'été, dans les périodes de sécheresse lorsque l'eau s'évapore et que les eaux salées de la sub-surface resurgissent dans les sols et les eaux de surface de la pente descendante. Pendant les périodes de fortes précipitations, les eaux à faible CE aideront à vidanger les eaux saumâtres de ces endroits. Le long des routes, les éclaboussures fréquentes pendant les pluies peuvent accélérer encore le déplacement des eaux saumâtres et le

retour à de faibles valeurs du PSE dans le sol, mais cela ne peut se produire rapidement que dans les sols à forte perméabilité.

Les effets globaux du sel sur les sols doivent être évalués selon la position de la source ou du réceptacle (c.-à-d. la distance à la route, la position de la bordure de la route par rapport à la route — au-dessus, au-dessous ou au niveau de la route, sous le vent ou au vent de la route) et les conditions du terrain le long des routes (par exemple, ouvert par rapport à boisé). Habituellement, les sels sont dispersés de la route vers la bordure de la route par les gouttelettes d'eau, la poussière et le ruissellement soulevés par les véhicules. Dans tous ces cas, on s'attend à ce que la salinité du sol augmente de la crête (régions de recharge) vers les dépressions (régions de décharge).

L'augmentation de la salinisation du sol par l'épandage de sels de voirie peut avoir des répercussions sur le biote du sol (la macroflore, la microflore et la faune). La Figure 27 présente un résumé simplifié de la sensibilité et des seuils de tolérance spécifiques prévus des espèces à la chute du potentiel osmotique des sols. La Figure 27 associe la sensibilité des récoltes à la salinité des sols en démontrant que le rendement des récoltes diminue avec l'augmentation des niveaux de CE. Les encadrés rouges de cette Figure indiquent le pourcentage des routes provinciales ayant des niveaux différents de salinité prévue du sol (fondés sur la conductivité électrique estimée de la solution du sol moyenne). Les données de ce graphique suggèrent que la salinité de la solution du sol le long de la majorité des routes provinciales peut avoir des effets nocifs sur les espèces « sensibles » ou « modérément sensibles » à la salinité du sol. D'autres effets des sels de voirie dont ne traite pas la présente section traitent de la libération de métaux-traces (par exemple, le fer, le manganèse, le phosphore) et de cations basiques (calcium, magnésium, potassium) due au sel. Tous ces facteurs ont des effets positifs ou négatifs sur la flore et la faune du sol (c.-à-d. encouragent la croissance de certaines espèces dans des écosystèmes par ailleurs pauvres, ou mènent à l'eutrophisation des sols et de l'habitat aquatique, selon les conditions locales). Pour de plus amples détails, voir par exemple Bresler *et al.* (1982), Butler et Addison (2000), Brownlee et Mineau (2000) et Cain *et al.* (2000).

Étant donné qu'on a dressé la carte des réductions prévues du potentiel osmotique du sol dues à l'augmentation de sa salinisation, on peut maintenant dresser, en principe, celle des « points chauds » spécifiques aux espèces (c.-à-d. produire des cartes qui montrent — à l'échelle nationale — quelles espèces subiront probablement des dépassements du seuil de sel). Toutefois, les cartes ainsi produites ne livreront pas de renseignements sur le dépassement des euils de tolérance à des endroits spécifiques parce que les régions ainsi identifiées sont des moyennes pour les routes à l'échelle municipale. Pour la localisation précise des effets du sel les plus graves, il faudrait disposer de plus de renseignements (c.-à-d. des détails sur l'épandage de sels de chaque route locale et des cartes topographiques locales permettant de déterminer les endroits exacts et l'ampleur des dépressions locales).

Les effets des sels de voirie sur les sols dépendent étroitement de l'étendue du couvert végétal. Les sols nus subissent probablement les pires effets, pour ce qui est de la formation de

couches durcies, du ruissellement de surface et de la répartition argile:limon. Les sols d'abord couverts de végétation subiront aussi des effets lorsque ce couvert végétal réagira négativement au potentiel osmotique négatif élevé dans le sol. Dans ce cas, la perte de la végétation de surface entraînera l'augmentation de l'exposition du sol minéral et la diminution graduelle des niveaux de matières organiques dans le sol (ce qui augmente donc le niveau de répartition du sol et diminue sa perméabilité) et l'augmentation de son érosion.

3.4.1.5 Conclusions

L'épandage des sels de voirie peut avoir des répercussions nuisibles sur les paramètres physiques et chimiques du sol. Les effets les plus graves sont observés dans les régions sous l'influence des entrepôts de sel et le long des routes. Les effets sur les électrolytes influencent la stabilité structurelle du sol, sa dispersion, sa perméabilité, son gonflement et la formation de croûtes durcies à sa surface, sa CE et son PO. Les eaux de surface qui entrent en contact avec ces sols perturbés par le sel subissent aussi ses effets lorsqu'elles reçoivent les eaux saumâtres chargées de sédiments salés. Tous ces effets ont, à leur tour, des effets abiotiques et biotiques sur l'environnement. Les effets abiotiques sont surtout liés à la perte de stabilité du sol pendant les cycles sec et humide et pendant les périodes de fort ruissellement de surface. Les effets biologiques, pour leur part, sont surtout liés au stress osmotique de la macroflore, de la microflore et de la faune du sol et à la mobilisation par le sel des mico-éléments et des macro-éléments ce qui, à son tour aura des répercussions sur la flore et la faune *in situ* de même que sur celle des zones de suintement de la pente descendante.

3.4.2 Effets biologiques des sels de voirie sur les sols

Butler et Addison (2000) ont dressé le tableau complet des effets du sel sur la microflore et la faune du sol. Il semble y avoir très peu de données sur l'exposition au sel de voirie ainsi que sur les communautés microbiennes ou leurs activités, ou les deux. Ainsi, la documentation disponible sur les adaptations métaboliques nécessaires pour que les microbes tolèrent le sel et sur les effets de la forte salinité du sol sur les processus essentiels à l'agriculture a fait l'objet d'une revue et a été traitée dans le cadre de la présente évaluation bien que les auteurs de cette documentation aient eu des objectifs très différents de ceux du présent rapport. Une autre difficulté tient aux diverses façons de rapporter l'exposition au sel dans la documentation. Les comparaisons sol-sol sont habituellement établies à partir de la conductivité électrique, du potentiel osmotique et de la concentration de sel qui n'est pas ajouté parce que la composition ionique des solutions du sol varie. Toutefois, les concentrations de sel (masse/volume de liquide) sont plus couramment rapportées dans la documentation sur la microbiologie. Les études qui traitent de la faune du sol rapportent habituellement les apports de sel en quantité/unité de surface.

3.4.2.1 Rôle écologique des communautés biotiques du sol

Les communautés biologiques des sols et des sédiments sont responsables de la dégradation et de la minéralisation des matières organiques, et du cycle nutritif (par exemple, carbone, azote, phosphore, soufre) dans ces milieux. Dans les systèmes terrestres, la contribution directe des microbes phototrophes et autotrophes à la production primaire est faible. Certaines expériences ont cependant démontré que le rendement primaire des plantes supérieures est amélioré de beaucoup par l'activité des microbes et du biote de la faune sous la surface du sol (Faber et Verhoef, 1991, Setälä et Huhta, 1991, Setälä *et al.*, 1998). Les mycorrhizes font partie de presque toutes les plantes terrestres; il est le partenaire fongique de la relation symbiotique plante-moisissure contribuant à l'apport et à la translocation des éléments nutritifs (le phosphore en particulier) et à la protection potentielle contre les plantes pathogènes, les nématodes et les produits toxiques comme les métaux lourds dans la zone des racines (Paul et Clark, 1996). Les capacités enzymatiques de la microfaune du sol (par exemple, des protozoaires et des nématodes) et de la mésofaune (par exemple, les acariens et les insectes sans aile) sont plus limitées que celles des procaryotes et des micromycètes, de sorte que la plus grande partie de la décomposition de la matière organique et du cycle nutritif est assurée par l'intermédiaire des microbes du sol. La contribution de la faune du sol à ces processus comportent les effets moins directs comme la dégradation physique de la litière, la dispersion des propagules microbiens (y compris les mycorrhizes et les pathogènes), le pâturage sélectif des espèces microbiennes et, dans le cas de la macrofaune, la modification de la structure du sol. Par exemple, quand ils sont présents, les vers de terre peuvent exercer une influence énorme sur l'aération du sol, sur la structure des agrégats, sur la capacité de rétention de l'eau, sur la densité apparente des sols, ainsi qu'une influence sur le taux de minéralisation de l'azote (Lee, 1985).

3.4.2.2 Effets sur le biote du sol

Butler et Addison (2000) présentent des données sur les effets du sel sur les organismes du sol. Les bactéries du sol peuvent être très sensibles au sel. Hattori et Hattori (1980) ont étudié la croissance de 40 bactéries des sols oligotrophes isolées dans des sols différents du Japon. Deux des 40 bactéries étaient modérément inhibées à 0,15 mg de chlorure de sodium/L (ce qui correspond à environ 60 ppm de sodium et 90 ppm de chlorure). Une bactérie était fortement inhibée par 1 g de chlorure de sodium/L (environ 400 ppm de sodium et 600 ppm de chlorure), alors que 17 étaient fortement inhibées par 5 g de chlorure de sodium/L (environ 2 000 ppm de sodium et 3 000 ppm de chlorure). Onze des 40 bactéries étaient fortement inhibées par 10 g de chlorure de sodium/L, alors que les 9 autres étaient modérément inhibées à 10 g/L. McCormick et Wolf (1980) ont trouvé que la nitrification du sol était sensiblement réduite en présence de 0,25 g/kg (environ 100 ppm de sodium et 150 ppm de chlorure) ou plus de chlorure de sodium, alors qu'elle était complètement inhibée à ≥10 g/kg. Les rhizobiums, des bactéries qui fixent l'azote dans le sol et qui nodularisent les grandes récoltes de légumineuses (soya, pois, trèfles) sont sensibles au sel. Le temps de génération du rhizobium, *Bradyrhizobia japonicum*, a augmenté après exposition à 2,6 g de chlorure de sodium/L (ce qui correspond à environ 1 040 ppm de sodium et 1 560 ppm de chlorure). Les vers de terre sont aussi assez sensibles au

sel. Les vers de la famille des *Eisenia fetida* sont morts en deçà de deux semaines après exposition à ≥5 g de chlorure de sodium/kg (Kaplan *et al.*, 1980). McCormick et Wolfe (1980) rapportent une chute assez brusque de l'évolution du CO_2 dans un loam sableux après traitement de 14 semaines au chlorure de sodium lorsque sa teneur était supérieure à 10g/kg environ (4 000 ppm de sodium et 6 000 ppm de chlorure). Le sol recevant 100 gk de chlorure de sodium/g n'a libéré aucun CO_2 détectable.

3.4.2.3 Exposition des organismes du sol au sel de voirie

Cain *et al.* (2000) présentent les concentrations de sodium et de chlorure dans le sol. La plus forte concentration de chlorure dans le sol était de 1 050 ppm dans un échantillon prélevé dans terre-plein central d'une autoroute et la plus forte concentration de sodium était de 890 ppm dans un échantillon prélevé à 10 m d'une autoroute, toutes deux rapportées dans une étude faite sur une autoroute à quatre voies de l'Ontario (Hofstra et Smith, 1984). Les concentrations de chlorure et de sodium diminuaient rapidement avec la distance à la route. Les concentrations de sodium étaient inférieures à 100 ppm à environ 20 m et plus pour tous les sites canadiens rapportés, alors que les concentrations de chlorure étaient inférieures à 300 ppm à une distance supérieure à environ 30 m de la route.

Des concentrations de sodium de près de 13 100 ppm et de chlorure de près de 14 500 ppm ont été rapportées dans le sol des entrepôts de sel (section 2.4.4.2).

3.4.2.4 Évaluation sur l'environnement

Les bactéries sensibles du sol sont modérément inhibées par le chlorure de sodium à des concentrations aussi faibles que 0,15 g/L (environ 60 ppm de sodium et 90 ppm de chlorure). La nitrification du sol peut être sensiblement réduite à une concentration de chlorure de sodium de 0,25 g/kg (environ 100 ppm de sodium et 150 ppm de chlorure). On a rapporté des concentrations de sodium dans le sol supérieures à 60 ppm en deçà d'environ 30 m de la bordure des routes du Canada. On a aussi rapporté des concentrations de chlorure dans le sol supérieures à 220 ppm en deçà d'environ 200 m de la bordure des routes du Canada.

On a enfin rapporté des concentrations assez fortes pour nuire aux micro-organismes et à d'autres organismes du sol des entrepôts de sel.

3.4.2.5 Conclusions

Les concentrations de sodium et de chlorure dans le sol près de la bordure des routes du Canada et dans les entrepôts de sel sont suffisamment fortes pour nuire aux organismes sensibles du sol. Il est très difficile de mesurer à quel point ces effets pourraient être nuisibles aux fonctions de l'écosystème du sol. Il est possible que les micro-organismes aient une très grande capacité de s'adapter à l'augmentation de la salinité ou de re-coloniser les zones perturbées à partir des zones

qui ne le sont pas. La capacité de dispersion de la faune du sol, comme les vers de terre, est faible parce que la plupart des espèces se sont adaptées à l'humidité assez élevée du milieu du sol. Lorsque les zones perturbées sont assez petites, les bandes de terre le long des routes, par exemple, les populations d'organismes du sol perturbé peuvent être re-colonisées assez rapidement si les conditions salines défavorables sont éliminées.

3.5 Sels et végétation terrestre

L'information présentée dans la présente section de l'évaluation du risque est tirée du rapport inédit « *Critical Review of Effects of Sodium Chloride and Other Road Salts on Terrestrial Vegetation in Canada* » (Cain *et al.*, 2000).

Les concentrations élevées de sodium et de chlorure dans le substratum ou le sol influencent les plantes de plusieurs façons :

1) inhibition de l'absorption par les plantes de l'eau et des éléments nutritifs à cause du déséquilibre osmotique, ce qui provoque une réduction de la croissance des pousses et des racines et des symptômes apparentés à ceux d'une sécheresse,
2) déséquilibre nutritif pour certaines espèces par perturbation de l'apport d'autres éléments nutritifs,
3) inhibition à long terme de la croissance et, à des niveaux supérieurs, toxicité directe pour les cellules des plantes qui se manifeste par des symptômes de brûlure des feuilles et par la mort des tissus,
4) détérioration de la structure du sol.

Les symptômes affichés par les plantes après exposition à de forts niveaux de sodium et de chlorure incluent le déclin général de la plante, la réduction de la taille des feuilles et de la croissance de la plante, la chlorose des feuilles, la brûlure des feuilles et la mort des tissus. La germination des semences peut aussi être réduite ou retardée.

Les dommages subis par les plantes ligneuses le long des routes à cause de la poussière de sel proviennent du dessèchement ou de la dessiccation des tissus et sont liés à la pénétration d'ions phototoxiques de sodium et de chlorure dans la tige, dans les bourgeons et dans les tissus des feuilles (Barrick et Davidson 1980; Chong et Lumis 1990).

La mort de la tige, de la feuille et du bourgeon, habituellement sur les pousses de la première années sont les principaux symptômes des plantes ligneuses à feuillage caduc. Les bourgeons de fleur sont plus sensibles au sel que les bourgeons de feuille. Les conifères perdent leurs aiguilles prématurément et celles-ci brunissent. Les dommages répétés année après année réduisent la vigueur et la croissance des plantes ligneuses.

Plusieurs études expérimentales et d'observation ont compilé un index de sensibilité des plantes ligneuses. Une recherche dans la documentation sur ces index pour les plantes ligneuses (espèces ornementales et forestières) indique que 29,6 à 50,8 % des plantes énumérées dans chaque rapport ont été jugées sensibles au sel dans au moins un des index (Sucoff 1975, Dirr 1976, Lumis *et al.* 1977, Thuet 1977, Beckerson *et al.* 1980, Dobson 1991).

Lumis *et al.* (1977), après avoir observé les plantes sur le terrain le long des routes de l'Ontario, a coté 30 % des 73 espèces sensibles au sel de voirie et 7 % d'entre elles avaient des symptômes de lésions graves pouvant provoquer la mort de la plante. Une recension des taux de sensibilité des plantes utilisées couramment dans l'aménagement paysager au Canada (Beckerson *et al.*, 1980) a révélé que 40 % des 89 espèces avaient été jugées sensibles au sel de voirie.

Un sondage des taux de tolérance au sel de 32 cultivars ou variétés d'arbres fruitiers, de plantes grimpantes ou d'arbustes constituant une culture commerciale ou une plante utile à l'aménagement paysager (Annexe 2 dans Cain *et al.*, 2000) indique que 65 % d'entre elles sont jugées sensibles au sel de voirie.

Rowe (1972) a identifié 15 genres d'arbres (plus de 25 espèces) dans les régions forestières canadiennes dont onze sont jugées sensibles au sel de voirie (Section 4.5 de Cain *et al.*, 2000). Si on considère la liste d'espèces individuelles de Rowe, huit des 15 (53 %) espèces ont été jugées sensibles au sel de voirie dans au moins une évaluation.

3.5.1 Évaluation prudente sur l'environnement

On a estimé les valeurs des CE_{25} et des VCT à partir de la documentation scientifique pour le chlorure, le sodium et le chlorure de sodium dans le milieu de croissance (sol, eau et sol, eau) et pour le chlorure et le sodium dans les tissus des plantes. On a établi les valeurs de la CMEO pour le chlorure et le chlorure de sodium dans les milieux de croissance et les CSEO pour le chlorure de sodium dans les milieux de croissance.

3.5.1.1 Concentrations minimales avec effet observé

Pour l'évaluation prudente, les valeurs choisies sont les concentrations les plus faibles établies dans l'analyse des concentrations minimales avec effet observé (CMEO) (section 3.6 dans Cain *et al.*, 2000) pour chaque type de seuil décrit ci-dessus.

Ces CMEO sont présentées dans les tableaux 19, 20 et 21 et dans la section 3.6 de Cain *et al.*, 2000. Les espèces de plantes représentées incluent des espèces des terres humides, comme les joncs, les massettes de mousse de sphaigne, le petit mil et le pourpier, des espèces herbacées comme la laiche, les graminées, les bettes, des espèces de conifères, comme le pin et l'épinette et des espèces à feuilles caduques comme l'érable, le pêcher et le prunier. Les CMEO étaient de 67,5 à 300 ppm de sodium, 215 à 1 500 ppm de chlorure et 280 à 66 600 ppm de

chlorure de sodium dans le milieu de croissance (solution du sol appliquée); de <280 à 17 800 ppm de sodium et <4 100 ppm de chlorure dans les tissus des herbacées après exposition à une solution dans le sol ou dans l'eau; et de 200 à 16 100 ppm de sodium, 800 à 70 700 ppm de chlorure et 7 140 ppm de chlorure de sodium dans les tissus ligneux après exposition atmosphérique.

3.5.1.2 Valeurs estimées de l'exposition

La VEE utilisée dans l'évaluation prudente était la valeur la plus élevée tirée de la documentation traitant des concentrations dans l'environnement canadien de chlorure ou de sodium dans les milieux de croissance (sol ou eau) dans des conditions semblables à celles qu'on trouve le long des routes, ou les valeurs les plus élevées tirées de toute la documentation traitant des concentrations de chlorure et de sodium que l'on trouve dans la végétation qui pousse le long des routes salées. La concentration de chlorure dans le sol la plus élevée qui ait été rapportée était de 1 050 ppm dans un échantillon prélevé dans le terre-plein central et la plus forte concentration de sodium dans le sol rapportée était de 890 ppm dans un échantillon prélevé à 10 m d'une autoroute, toutes deux tirées d'une étude faite sur la bordure d'une autoroute à quatre voies en Ontario (Hofstra et Smith 1984). Aucune étude canadienne ne rapportait les concentrations de chlorure de sodium dans le sol. On a estimé la valeur pour le chlorure de sodium à partir de la plus forte concentration de chlorure mesurée dans le sol sur le terre-plein central d'une autoroute, soit 1 050 ppm, qu'on a multipliée par un facteur de 1,6485, pour une valeur de 1 731 ppm de chlorure de sodium. Une deuxième valeur pour le chlorure de sodium dans le sol a été estimée à partir de la plus forte concentration de sodium dans le sol mesurée à 10 m de l'autoroute, soit 890 ppm, qu'on a multipliée par 2,542 pour une valeur de 2 262 ppm de chlorure de sodium. La moyenne de ces deux valeurs, 1 997, a servi pour l'estimation prudente.

Afin d'estimer l'exposition atmosphérique des plantes au chlorure de sodium après le déglaçage des routes, on a analysé la documentation qui rapportait des concentrations de chlorure ou de sodium dans les tissus des plantes à une distance donnée de la route ou de l'autoroute, après exposition à la dispersion atmosphérique du sel de voirie (voir section 2.3 dans Cain *et al.*, 2000). On a étudié trois documents pour les concentrations de chlorure et de sodium dans les tissus. Ces données comportaient des échantillons prélevés de 10 à 200 m de la route ou de l'autoroute. Ces études rapportaient des analyses faites en Ontario sur les *Prunus* (pêches et prunes) et sur la végétation non précisée. La plus forte concentration de chlorure dans les tissus était de 11 000 ppm, rapportée pour une plante non précisée poussant à 60 m d'une autoroute à quatre voies en Ontario (Hofstra et Smith, 1984). Un deuxième document rapportait 9 000 ppm dans un pêcher, *Prunus persica*, poussant à 20 m d'une autoroute à quatre voies du sud de l'Ontario (Northover, 1987). La plus forte concentration de sodium dans les tissus était de 6 900 ppm et était rapportée dans les tissus d'une petite branche de *Prunus persica*, un pêcher qui poussait à 20 m d'une autoroute à quatre voies du sud de l'Ontario (Northover 1987).

3.5.1.3 Estimation du quotient de risque

On peut constater par la section 3.5.1.2 qu'on rapporte du chlorure et du sodium dans les sols et dans les tissus des plantes du Canada à des concentrations supérieures aux CMEO présentées dans la section 3.5.1.1 et dans la section 3.6 dans Cain *et al.* (2000). Une évaluation détaillée des effets des sels de voirie sur la végétation terrestre est donc justifiée.

3.5.2 Évaluation détaillée sur l'environnement

La caractérisation du risque recense les concentrations de chlorure et de sodium dans les sols ou dans les tissus qui provoquent des effets biologiques pertinents sur la végétation et les associe aux concentrations que l'on trouve dans l'environnement canadien. Les données présentées sont tirées de la documentation canadienne et intègrent les valeurs du seuil calculées dans la section 3.5.1.1 ci-dessus et dans la section 3.6 de Cain *et al.* (2000). Les sites mentionnés sont présentés et fournissent des données sur les effets sur la végétation attribuables à l'épandage de sels de voirie.

3.5.2.1 Réponse au sodium dans le sol

La plage des valeurs de la CMEO pour le chlorure de sodium appliqué aux racines, évalué comme sodium, était de 67,5 à 300 ppm (Tableau 19 ci-dessus et section 3.6 dans Cain *et al.*, 2000). Les plantes les plus sensibles rapportées étaient un plant de pin ponderosa de deux ans (*Pinus ponderosa*) après application d'une solution de 67,5 ppm de chlorure de sodium au sol et constatation de dommages au feuillage (Bedunah and Trlica, 1979). Le taux de germination des semences d'herbes des prairies et d'espèces de fleurs sauvages à feuilles larges a été réduit d'environ 60 à 70 % et la croissance des racines, jusqu'à 73 % lorsque ces plantes ont été exposées à 100 à 400 ppm de chlorure de sodium (environ 40 à 160 ppm de sodium) (Harrington et Meikle 1992). Les valeurs de la CE_{25} pour la concentration de sodium dans le sol estimée à partir de cette étude étaient de 202 à 270 ppm.

La concentration de sodium dans le sol dépassait la plage estimée de 67,5 à 300 ppm dans plusieurs échantillons de sol prélevés au Canada à une distance d'environ 30 m ou moins des routes (Figure 2.17 dans Cain *et al.*, 2000).

3.5.2.2 Réponse au chlorure dans le sol

La plage des valeurs de la CMEO pour le chlorure de sodium appliqué aux racines, évalué comme chlorure, était de 215 à 1 500 ppm (Tableau 19 ci-dessus et section 3.6 dans Cain *et al.*, 2000). Les plantes les plus sensibles rapportées étaient un plant de pin ponderosa de deux ans (*Pinus ponderosa*), avec une valeur de la CMEO de 215 ppm de chlorure, après application d'une solution de chlorure de sodium au sol et constatation de dommages au feuillage (Bedunah et Trlica, 1979). La CMEO estimée pour la réduction de la longueur moyenne de croissance de la mousse de sphaigne, *Sphagnum recurvum*, était de 300 ppm de chlorure (Wilcox, 1984).

La concentration de chlorure dans le sol dépassait CMEO de 215 à 500 ppm dans plusieurs échantillons prélevés au Canada à une distance d'au plus 200 m des routes (Figure 2.16 dans Cain *et al.*, 2000). Les concentrations de chlorure dans le sol dépassaient les 500 ppm seulement en bordure des routes. Une concentration dans le sol de 1 200 ppm de chlorure a été rapportée dans le sol derrière un entrepôt de sel situé près d'une autoroute dans le nord-ouest de l'Ontario (Racette et Griffin, 1989).

3.5.2.3 Réponse au chlorure de sodium dans le sol

La gamme de valeurs de la CMEO du chlorure de sodium appliqué aux racines, évalué comme chlorure de sodium, était de 280 à 66 600 ppm (Tableau 19 ci-dessus et section 3.6 dans Cain *et al.*, 2000). Les espèces les plus sensibles rapportées étaient le carex trisperme, *Carex trisperma*, et le némopanthe mucroné, *Nemopanthus mucronata* [*mucronatus*], qui avait une limite de tolérance au sel de 280 ppm (Wilcox, 1986a).

Aucune étude canadienne ne rapporte de concentrations de chlorure de sodium dans le sol, mais on a estimé des valeurs à partir des concentrations rapportées de sodium et de chlorure. On a estimé une valeur de 1 978 ppm de chlorure de sodium dans le sol en multipliant la plus forte concentration de chlorure trouvée dans le sol du terre-plein central d'une autoroute, 1 200 ppm, par un facteur de 1,6485. Une deuxième valeur de 2 262 ppm de chlorure de sodium dans le sol a été calculée en multipliant la plus forte concentration de sodium mesurée dans le sol à 10 m de l'autoroute, 890 ppm, par un facteur de 2,542. La moyenne de ces deux valeurs, 2 120 ppm, était à peu près 10 fois supérieures à la valeur du seuil la plus faible de 280 ppm.

3.5.2.4 Conclusions de l'évaluation détaillée sur l'environnement

Des niveaux élevés de sodium et de chlorure ont été enregistrés jusqu'à 30 m des autoroutes à quatre voies (Hofstra et Smith, 1984, Davis *et al.*,1992) et jusqu'à 15 m des autoroutes à deux voies (Davis *et al.*, 1992, Soilcon Laboratories Ltd. 1995). La plage des valeurs du seuil d'effet de 67,5 à 300 ppm de sodium et de 215 à 450 ppm de chlorure dans le sol serait dépassée sur une bande d'environ 30 m le long des autoroutes (Figures 2.8 et 2.7 dans Cain *et al.*, 2000) selon le type de route, les taux d'épandage, la topographie locale et le climat. Les valeurs de la CMEO ont également été dépassées sur les lieux où s'est accumulé un ruissellement salin (Racette et Griffin, 1989).

De même, on a rapporté de fortes concentrations de sodium et de chlorure pour la végétation qui croît en bordure des autoroutes du sud de l'Ontario. On a rapporté des concentrations dans les tissus qui dépassent la CMEO de 575 ppm de sodium et de 800 ppm de chlorure estimée pour les plantes sensibles (Tableau 21 et section 3.6 de Cain *et al.*, 2000) jusqu'à une distance d'environ 120 m des autoroutes pour le sodium et jusqu'à 200 m pour le chlorure.

3.5.3 Études sur le terrain

Plusieurs études canadiennes ont évalué les concentrations dans l'environnement de sodium et de chlorure, ainsi que leurs effets, dus à l'épandage de fondants sur les routes ou au ruissellement dû à la manutention dans les entrepôts de sel près des autoroutes. On a ajouté certaines études américaines pertinentes au Canada pour la présente section.

La section 4.4 de Cain *et al.* (2000) offre des détails sur ces études.

3.5.3.1 Diffusion des espèces végétales halophiles

On a constaté la diffusion d'espèces halophiles, caractéristiques des zones côtières et des marais salés, le long des routes de l'Ontario. Catling et McKay (1980) ont rapporté l'incidence de 20 espèces de plantes qui tolèrent le sel le long des routes de l'Ontario, dont quatre pour la première fois dans cette province. La gamme des 4 espèces supplémentaires s'est beaucoup étendue depuis. Ces espèces se répandaient naturellement le long des autoroutes à la suite de l'épandage de fondants et du déclin de la végétation qui n'y était pas adaptée. Les endroits étudiés avaient des concentrations de l'ordre de 1 000 ppm et les conditions de croissance étaient de aquatiques à sèches, en passant par humides et périodiquement humides. Les espèces qui tolèrent des niveaux de sel dans le sol de l'ordre de 500 à 1 000 ppm et qui sont souvent associées aux espèces halophiles étaient la quenouille à feuille étroite (*Typha angustifolia*), le roseau commun (*Phragmites australis*) ainsi que les espèces de plantes aquatiques telles le laiteron des champs annuel et pluriannuel (*Sonchus oleraceus*, *Sonchus arvensis*, *Sonchus uliginosus*), la petite herbe à poux (*Ambrosia artemisiifolia*), la carotte sauvage (*Daucus carota*) et la kochia à balais (*Kochia scoparia*).

Reznicek *et al.* (1976) ont rapporté une augmentation de la dispersion du *Carex praegracilis*, une espèce de l'ouest qui tolère les alcalins, depuis sa première apparition en Ontario en 1973. Cette plante a été observée à 28 sites le long des routes dans 14 comtés.

Des observations semblables de la diffusion d'espèces qui tolèrent le sel ont été faites au Michigan qui a un climat semblable à celui du sud de l'Ontario (Reznicek, 1980).

3.5.3.2 Autoroute à quatre voies de Grimsby, Ontario

L'effet de la distances sur la poussière de sel a fait l'objet d'une étude dans un certain nombre de vergers de pêchers et de pruniers le long de la QEW, une autoroute à péage à quatre voies de la région de Grimsby et Beamsville, en Ontario (McLaughlin and Pearson, 1981). On a étudié le dépérissement terminal des pêchers et des pruniers en avril 1980 et 1981.

Le contenu en chlorure et en sodium des rameaux était le plus élevé près de l'autoroute et diminuait généralement avec l'augmentation de la distance à l'autoroute (Figures 4.15 et 4.16 de Cain *et al.*, 2000). La concentration de sodium dans les tissus des rameaux était de 2 030 ppm à 45 m de l'autoroute. La concentration de sodium dans les tissus des rameaux était de 2 300 ppm à 40 m de l'autoroute.

Le dépérissement terminal était le plus grave dans les arbres près de l'autoroute et diminuait avec l'augmentation de la distance à l'autoroute (Figure 4.17 de Cain *et al.*, 2000), mais le degré de dépérissement variait d'une année à l'autre et d'une espèce à l'autre. Les dommages étaient plus graves du côté sud de l'autoroute en avril 1981, alors que le dépérissement terminal des pêchers était de 288 mm à 22 m de l'autoroute, pour diminuer à 97 mm à 82 m de l'autoroute. En avril 1980, le dépérissement terminal des pêchers du côté sud de l'autoroute, est tombé de 91 mm à 36 m de l'autoroute à 8 mm à 82 m de l'autoroute.

Le dépérissement terminal a été attribué à la concentration de sodium et de chlorure dans les tissus. Dans les données combinées des pêchers et des pruniers, plus la concentration de sodium et de chlorure était forte, plus le dépérissement terminal augmentait (Treshold evaluation, Appendix 8 de Cain *et al.*, 2000).

3.5.3.3 Changements aux communautés dans une tourbière perturbée par le sel de voirie

Les effets de la contamination au sodium et au chlorure a fait l'objet d'une étude dans la tourbière de Pinhook, située dans le nord-ouest de l'Indiana au sud-est de la ville de Michigan, qui a été perturbé par le ruissellement de sel de voirie (Wilcox 1982, Wilcox 1986a, b). Cette étude est pertinente à la réglementation des sels de voirie au Canada parce qu'elle apporte des preuves que les fortes concentrations de sel ont des effets sur la communauté végétale. Plusieurs des espèces de plantes qui prédominent dans cette tourbière sont des espèces indigènes des terres humides que l'on trouve au Canada. Cette partie de l'Indiana fait partie du bassin des Grands Lacs et de la même zone climatique que certaines parties du sud de l'Ontario, des Maritimes et de la Colombie-Britannique.

De 1963 à 1972, une pile de sels de voirie découverte était située sur un talus adjacent à la tourbière. Un dôme de protection a été placé sur la pile de sel en 1972 afin de limiter le ruissellement. La tourbière recevait aussi le ruissellement d'un tronçon d'un kilomètre d'une autoroute à quatre voies (Interstate 80/90).

La zone la plus perturbée avait des concentrations médianes de sel de l'ordre de 486 ppm de sodium et 1 215 ppm de chlorure dans les eaux interstitielles de la matte de la tourbière. La configuration des zones de fortes concentrations de sodium et de chlorure dans la tourbière s'apparentait à celles où la végétation avait été perturbée. Les concentrations de sel dans la zone des racines a diminué chaque année de 1979 à 1981.

Des évaluations ont été faites de la végétation des portions perturbées et non perturbées de la tourbière, de 1980 à 1983. La contamination par le sel a provoqué une modification des espèces végétales dans les zones perturbées. Presque toutes les plantes endémiques étaient absentes de la partie de la tourbière ayant de fortes concentrations de sel. Elles avaient été remplacées par des espèces non spécifiques aux tourbières et les quenouilles à feuille étroite (*Typha angustifolia*) dominait.

Après diminution de 50 % des niveaux de sel pendant les quatre années de l'étude, plusieurs espèces endémiques sont revenues dans les parties perturbées de la tourbière. Certaines espèces qui avaient envahi le terrain pendant les périodes de niveaux de sel élevés ont décliné alors que d'autres comme la *Typha angustifolia* et la *Pyrus floribunda* ont continué de dominer dans certaines autres parties.

3.5.3.4 Poussières de sel d'une autoroute à quatre voies sur des vergers de pêchers et de pruniers dans le sud de l'Ontario

L'effet des poussières de sel a été étudié sur les pêchers Loring (*Prunus persica*) pendant l'hiver 1973-1974 (Northover, 1987). Les arbres étaient situés du côté sud d'une section est-ouest de la QEW, une autoroute à péage achalandée à quatre voies près de St. Catharines, en Ontario.

Le verger était situé au même niveau que l'autoroute et la teneur en sodium et en chlorure des tissus des pousses diminuait avec l'augmentation de la distance à l'autoroute. La teneur en chlorure des rameaux des pêchers à 20 m de l'autoroute était quatre fois supérieure à la teneur des arbres à 120 m de l'autoroute (9 000 ppm par rapport à 1 900 ppm de chlorure). Leur teneur en sodium était sept fois supérieure à celle mesurée dans les arbres à 120 m de l'autoroute (6 900 ppm par rapport à 900 ppm de sodium).

Le rendement fruitier était diminué à des distances de moins de 80 m de l'autoroute et le nombre de pêches par pousse augmentait avec la distance à l'autoroute. Les pousses de la cime étaient mortes à 97 % à 20 m de l'autoroute et la mort des pousses diminuait avec l'augmentation de la distance à l'autoroute, pour chuter à 8 % à 80 m de l'autoroute et à un niveau de fond de moins de 1 % à 120 m. La teneur en sodium et en chlorure des pousses a été associée positivement au pourcentage de bois mort dans la cime des arbres.

Les niveaux de sodium et de chlorure dans le sol n'étaient pas élevées dans ce verger, ce qui indique que la forte teneur des tissus et que les effets sur les plantes étaient surtout dus aux poussières de sel provenant de l'autoroute.

3.5.3.5 Poussières de sel d'une autoroute à deux voies sur les bleuets de l'ouest de la Nouvelle-Écosse

Eaton *et al.* (sans date) ont évalué les effets du sel de voirie provenant d'une autoroute à deux voies, la 104, dans la région de Foly Mountain, à l'ouest de Truro, pendant les hivers 1993 à

1995. L'épandage de sel dans cette région était de 33 et 40 tonnes de chlorure de sodium par km d'autoroute pendant les hivers 1993-1994 et 1994-1995, respectivement.

Les auteurs ont découvert que le nombre de boutons en fleur des bleuets et leur rendement étaient réduits en deçà de 35 m d'une autoroute de l'ouest de la Nouvelle-Écosse et qu'ils étaient près des niveaux de fond au delà de 50 m de l'autoroute. Le nombre de boutons en fleur était réduit de 60 % à 90 % en deçà de 10 m de l'autoroute et le rendement, de 50 % ou plus par rapport aux échantillons prélevés à 50 m de l'autoroute. Le rendement sous une structure de protection faite d'une pellicule pour pépinière était de 4 224 kg/ha de fruits frais par rapport au moins de 2 000 kg/ha à 30 m et à moins de 200 kg/ha à 5 m de l'autoroute. En 1995, le rendement sous les structures de protection était de 8 092 kg/ha par rapport à moins de 3 000 kg/ha à 35 m et à moins de 1 500 kg/ha à 5 m de l'autoroute.

Les niveaux de sel dans les tissus de la tige prélevés sous les structures de protection étaient de 0,53 et de 0,3 g de chlorure de sodium par 20 tiges en 1993-1994 et 1994-1995, respectivement, par rapport aux 6 à 10 g et plus mesurés à 10 m de la route au printemps 1994 et aux 3 g à 8 g et plus au printemps 1995. Les niveaux dans les tissus étaient élevés jusqu'à 45 ou 50 m de l'autoroute. La réduction du nombre de boutons en fleur et du rendement était associée négativement à la forte teneur en sel des tiges de bleuets mesurée en hiver et tôt au printemps.

3.5.3.6 Concentrations dans le sol et dans les plantes ligneuses sur le bord des autoroutes à l'intérieur de la Colombie-Britannique

Davis *et al.* (1992) rapportent les causes du déclin des arbres le long de la route et des dommages qu'on y a observés dans 17 sites forestiers du sud centre-est de la Colombie-Britannique

Les sites étaient situés le long d'autoroutes à deux, trois et quatre voies. Dans 15 des sites, on utilisait du chlorure de sodium pour l'entretien hivernal à un taux de 60 à 130 kg/km de voie, selon les conditions. On n'utilisait pas de chlorure de sodium pour deux des sites dont la route était de gravier, mais du sable contenant 3-5 % de chlorure de sodium était épandu en hiver, alors qu'en été, du chlorure de magnésium et du chlorure de calcium servaient à éliminer la poussière, d'abord à 2 L/m^2, mais maintenant à 1,6 L/m^2

Le type de dommages causés aux conifères était le même dans tous les sites. Les dommages diminuaient avec la distance à la route. Dans la plupart des cas, on pouvait les observer sur une bande étroite en deçà de 15 m en aval de l'autoroute. Dans l'un des sites, les dommages s'étendaient sur 40 m vers un peuplement qui recevait les eaux de ruissellement de la route provenant d'un aqueduc. Dans un autre site, on pouvait observer des dommages mineurs causés par les poussières de sel poussées par le vent jusqu'à 50 m de l'autoroute.

Les concentrations de chlorure dans le sol des parcelles témoin à une profondeur de 0 à

10 cm étaient de <1 à 12 ppm, alors qu'elles étaient de 0,9 à 230 ppm sur les parcelles qui avaient subi des dommages et qu'elles étaient supérieures à 25 ppm dans six des sites. Deux des sites adjacents à une autoroute à quatre voies avaient des niveaux de chlorure de l'ordre de 3,0 à 198 ppm.

Les concentrations de sodium dans le sol des parcelles témoins à une profondeur de 0 à 10 cm étaient de <1 à 8,5 ppm, alors qu'elles étaient de 0,02 à 50,2 ppm sur les parcelles qui avaient subi de dommages. Dans 13 sites, ces concentrations étaient supérieures à celles des parcelles témoins sur une ou deux des parcelles qui avaient subi des dommages et supérieures à 17 ppm dans sept des sites. Deux des sites adjacents à une autoroute à quatre voies avaient des concentrations de sodium de l'ordre de 43 ppm.

La teneur en chlorure des aiguilles dans les parcelles perturbées s'élevait jusqu'à 3,4 fois celle des aiguilles des parcelles témoins, alors que leur teneur en sodium était 206 fois supérieure à celle des aiguilles des parcelles témoins.

Le niveau de sodium mesuré des deux sites où on n'utilisait pas de chlorure de sodium n'était pas élevé, mais le niveau de chlorure dans les tissus était deux à 2,4 fois supérieur à celui mesuré dans au moins une des deux parcelles perturbées, par rapport aux parcelles témoins. La cause probable était l'épandage de chlorure de calcium ou de chlorure de magnésium pour éliminer la poussière dans le cadre du programme d'entretien d'été des sites.

Selon les symptômes observés sur les plantes et les concentrations de sodium et de chlorure dans le sol et la végétation, le sel était un responsable très important du déclin des arbres et des dommages observés dans 16 des sites.

3.5.3.7 Concentrations dans le sol et dans le feuillage des plantes ligneuses le long d'une autoroute à deux voies

Soilcon Laboratories Ltd. (1995) ont étudié les niveaux de sel dans le sol et les tissus des plantes en fonction des dommages qu'on y observait le long d'un tronçon de 2 km du chemin Loon Lake, une autoroute à deux voies au nord-ouest de Kamloops en Colombie-Britannique. L'espèce forestière qui domine le site est le pin ponderosa et le sapin de Douglas.

Les taux d'épandage de chlorure de sodium étaient de 22, 88 ou 153 kg/km de route à deux voies selon l'épandage faible, moyen ou fort nécessaire. La charge totale de sel pendant l'hiver était de 1 561 kg/km de route à deux voies, soit 1 031 kg de sel gemme et 530 kg de sable ayant une teneur de 5 % de sel. L'épandage de sel ou de sable s'est fait du 15 novembre au 1993 au 23 février 1994.

Neuf sites du tronçon de 2 km du chemin Loon Lake ont été évalués, là où les arbres affichaient des symptômes légers, moyens ou graves de dommages causés par le sel. Les arbres

dont les dommages étaient moyens ou graves étaient tous de 3 à 8,4 m de la route, alors que ceux dont les dommages étaient faibles étaient à 10 à 20 m de la route.

On a échantillonné les concentrations de chlorure et de sodium dans le sol dans les neuf sites en décembre 1993 et en avril 1994 afin de les comparer aux valeurs des échantillons témoins prélevés en avril 1991. Dans les sites dont les arbres avaient subi des dommages moyens et graves, la concentration de chlorure mesurée dans la couche de sol de 0 à 10 cm était de 31,3 ppm (plage de 84,5-4,1) en décembre, mais avait chuté à 5,12 ppm (plage de 12,6-1,6), en avril. Dans les sites dont les dommages étaient légers, la concentration de chlorure dans la couche de 0 à 10 cm du sol était de 7,2 ppm (plage de 23,5-1,4) en décembre, mais de 2,9 ppm (plage de 4,5-1,3), en avril. La concentration de fond de chlorure était pour sa part de 3,8 ppm (plage de 7,5-0,2).

Dans les sites dont les dommages étaient moyens ou graves, la concentration de sodium dans le sol mesurée dans la couche de 0 à 10 cm était de 15,9 ppm (plage de 28,2-1,9) en décembre, mais avait chuté à 9,1 ppm (plage de 30,7-1,0) en avril. Dans les sites dont les dommages étaient légers, la concentration de sodium mesurée dans la couche du sol de 0 à 10 cm était de 4,7 ppm (plage de 11,7-5,6) en décembre, mais elle avait chuté à 1,2 (plage de 1,8-0,5) en avril. La concentration de fond de sodium était pour sa part de 2,3 ppm (plage de 2,7-2,0).

Les concentrations de chlorure et de sodium dans le sol étaient toutes deux plus fortes dans les sites dont les plantes avaient subi des dommages modérés ou graves que dans ceux dont les dommages étaient légers, tant en décembre qu'en avril. Les concentrations dans le sol étaient près des concentrations de fond dans la période d'échantillonnage d'avril. Il est probable que le sodium et le chlorure avaient été lessivés du sol par les précipitations en avril, puisque le dernier épandage avait été fait en février.

Pendant la période d'échantillonnage de décembre à mai, la concentration de chlorure dans le feuillage des arbres dont les dommages étaient légers était de 110 à 560 ppm, de 110 à 3 180 ppm dans celui dont les dommages étaient modérés et de 870 à 5 590 ppm dans celui dont les dommages étaient graves.

Pendant la même période, la concentration de sodium dans le feuillage était de 0,5 à 70 ppm dans les arbres dont les dommages étaient légers, de 05, à 190 ppm dans celui dont les dommages étaient modérés et de 30 à 920 ppm dans celui dont les dommages étaient graves.

3.5.3.8 Concentrations dans le feuillage des plantes ligneuses le long d'une autoroute à deux voies

Button et Peaslee (1966) ont rapporté des concentrations de chlorure et de sodium dans les feuilles d'érables à sucre (*Acer saccharum*) à maturité (environ 70 ans). Les arbres poussaient près (de 1 à 4 m) de la Route 17 entre Middletown et Durham, une route à deux voies du

Connecticut. Cette recherche est pertinente pour le Canada puisque l'érable à sucre est une espèce forestière indigène qui sert à la production de sirop d'érable et à l'aménagement paysager.

Les arbres qui poussaient le long du côté ouest de la route (valeurs positives de la distance) recevaient directement le ruissellement du drainage des eaux de surface. Ceux qui poussaient du côté est étaient protégés des eaux de ruissellement par un parapet qui avait été installé pendant l'été précédant l'étude. La concentration de chlorure dans les feuilles des différentes périodes d'échantillonnage était en moyenne de 5 200 à 6 700 ppm du côté ouest de la route, nettement supérieure à celle du côté est dont la moyenne était de 1 600 à 5 400 ppm, par rapport aux 200 à 1 400 ppm de chlorure mesurées dans des arbres témoins de la même espèce et du même âge, mais loin de la route. La concentration de sodium dans le feuillage avait une moyenne de 1 100 à 1 600 ppm du côté ouest de la route par rapport à non détectable à 200 ppm, du côté est, et à 0 pour les arbres témoins.

Les concentrations plus élevées de chlorure et de sodium dans les feuilles des arbres du côté ouest de la route qui recevaient les eaux de ruissellement de surface étaient associées à des symptômes modérés à graves, par rapport à l'absence de symptômes ou aux légers symptômes qu'on pouvait observer dans les arbres du côté est de la route.

3.5.3.9 Concentrations dans le sol et dans les plantes ligneuses en aval d'une autoroute à quatre voie de la Colombie-Britannique

Une étude de site a été effectuée en 1989 pour découvrir les causes du déclin des arbres et des dommages qu'on y observait dans le parc Boitanio situé au lac Williams en Colombie-Britannique (Van Barneveld et Louie, 1990).

Le parc Boitanio est situé à l'ouest d'un tronçon de l'autoroute 97, à quatre voies, et la zone qui préoccupe descend en direction sud-ouest avec une pente de 5 à 15 %. Deux aqueducs sont situés le long de la route au dessus du parc. L'espèce dominante d'arbres était le sapin de Douglas des rocheuses (*Pseudotsuga menziesii* var. *glauca*).

On a évalué les dommages aux arbres le long d'une grille s'éloignant de la route avec des postes d'échantillonnage placés tous les 50 m. Les arbres dont les dommages étaient légers avaient subi une décoloration inférieure à 10 % et avaient des branches mortes, mais des pousses apicales en santé. Les arbres dont les dommages étaient modérés avaient subi une décoloration de 10 à 50 % et une défoliation et avaient des branches mortes dont les pousses apicales étaient vivantes. Quant aux arbres dont les dommages étaient graves, ils étaient morts, avaient subi une décoloration supérieure à 50 % et une défoliation, et leur cime était morte.

En général, les sites dont les arbres avaient subi des dommages graves étaient du côté est du parc, en deçà de 50 m de l'autoroute 97. Les dommages diminuaient avec l'augmentation de la distance à la route. Les sites dont les arbres avaient subi des dommages légers étaient habituellement situés entre 75 et 100 m de la route.

Les concentrations de sodium et de chlorure dans le sol des sites dont les dommages étaient modérés et graves étaient élevées par rapport à celles des sites dont les dommages étaient légers. La concentration moyenne de sodium était de 108,7 ppm dans les sites dont les dommages étaient graves, 37,9 ppm dans ceux dont les dommages étaient modérés et de 29,0 ppm dans ceux dont les dommages étaient légers. La concentration moyenne de chlorure était de 52,1 ppm dans les sites dont les dommages étaient graves, 50,0 ppm dans ceux dont les dommages étaient modérés et de 20,3 ppm dans ceux dont les dommages étaient légers. Les sites dont les dommages étaient graves avaient une teneur en sodium 3,7 fois plus forte que celle dans les sites dont les dommages étaient légers à une plus grande distance de la route. De même, ces sites avaient une teneur en chlorure 2,6 fois supérieure à celle des sites dont les dommages étaient légers.

Les concentrations de sodium et de chlorure dans le feuillage étaient supérieures dans les arbres ayant subi des dommages graves ou modérés par rapport aux arbres légèrement atteints. La concentration moyenne de sodium dans les aiguilles de 0 à 3 ans était de 113 ppm dans les sites gravement perturbés, de 54,8 ppm dans les sites modérément perturbés et de 59,7 ppm dans les sites ayant subi de légers dommages. On peut les comparer à celles dans les aiguilles de 4 à 6 ans qui était de 208 ppm dans les sites gravement atteints, de 72,7 dans ceux atteints modérément et de 47,9 ppm dans qui n'avaient subi que de légers dommages.

La concentration moyenne de chlorure dans les aiguilles de 0 à 3 ans était de 3 560 ppm dans les sites gravement atteints, de 2 630 ppm dans ceux modérément atteints et de 572 ppm dans les sites légèrement atteints. On a observé la même tendance dans les concentrations moyennes de chlorure dans les aiguilles de 4 à 6 ans, soit 4 180 ppm dans les sites gravement atteints, 2 667 ppm dans les sites modérément atteints et 1 060 ppm dans les sites légèrement atteints. Les concentrations de sodium et de chlorure diminuaient avec l'augmentation de la distance à la route.

D'autres facteurs, comme une sécheresse récente, la présence d'autres polluants dans les eaux de ruissellement, l'élimination des insectes et l'enlèvement récent des broussailles peuvent avoir aggravé le déclin des arbres. On a cependant établi que ces facteurs n'étaient pas la principale cause de ce déclin dans le parc. Les symptômes des dommages causés aux sapins de Douglas de ce site concordaient avec ceux causés par le sel que venait confirmer la tendance qu'avaient ces dommages à diminuer avec la distance à la route. Les fortes concentrations de sodium et de chlorure dans le sol et les tissus ont été associées aux symptômes les plus graves affichés par les arbres.

3.5.3.10 Concentrations dans le sol et dans le feuillage des espèces ligneuses près d'un entrepôt de sel

Racette et Griffin (1989) ont effectué une étude des causes des dommages graves causés aux plantes à proximité d'un entrepôt de sel affecté à l'entretien d'une autoroute à l'est de Kenora, en Ontario.

Les arbres de cette région derrière le dôme protecteur d'une pile de sable et des remises de sel et le long d'un canal de drainage qui recevait les eaux de ruissellement de l'autoroute et du dépôt de voirie affichaient les symptômes de dommages graves.

Dans une zone d'entreposage de sable et de gravier, du sable traité au sel avait été entreposé au moins une fois. Dans cette zone, les pins gris, les épinettes, les sapins baumier et les peupliers étaient morts plusieurs années auparavant. La végétation existante était endommagée le long du canal de drainage de cette zone. Les herbes avaient été tuées et les peupliers faux-tremble affichaient les symptômes d'une grave nécrose marginale.

On a mesuré les niveaux de sodium et de chlorure dans les tissus des plantes, en septembre 1988, dans les zones où les dommages étaient apparents. Les concentrations de chlorure dans le feuillage étaient de 1 800 ppm (feuillage du saule amélanchier) à 22 000 ppm (feuillage du bouleau gris). Les concentrations de sodium dans le feuillage étaient de 10 ppm (feuillage de l'épinette noire) à 86 ppm (feuillage du saule amélanchier). Les concentrations de fond de chlorure dans le feuillage étaient de moins de 20 ppm (saule amélanchier et bouleau gris) à 1 900 ppm (peuplier faux-tremble). Les concentrations de fond de sodium étaient de 7 ppm (épinette noire) à 199 ppm (saule amélanchier).

Dans ces zones, les concentrations de sodium et de chlorure dans les rameaux étaient élevées aussi. Leur concentration de chlorure était de 900 ppm (peuplier faux-tremble) à 9 100 ppm (épinette noire). Leur concentration de sodium était de 9 ppm (peuplier faux-tremble) à 78 ppm (épinette noire). La concentration de fond de chlorure dans les rameaux était de moins de 20 ppm (peuplier faux-tremble) à 200 ppm (épinette noire). Quant aux concentrations de fond de sodium dans les rameaux, elles étaient de 7 ppm à 17 ppm (toutes deux dans l'épinette noire).

Les concentrations de sodium et de chlorure dans le sol de surface de ces deux sites, mesurées de 0 à 5 cm de profondeur, étaient élevées par rapport au site témoin éloigné de la zone. La concentration de chlorure dans le sol était de 780 à 1 200 ppm et celle de sodium, de 370 à 680 ppm. La concentration de fond était de 15 ppm pour le chlorure et de 91 ppm pour le sodium.

En hiver 1988-1989, on a pris des mesures en vue de réduire les pertes de sel de l'entrepôt de sel. La superficie et la gravité des dommages causés à la végétation avait déjà diminué en août 1989. Les concentrations de sodium et de chlorure dans le feuillage avaient aussi diminuées, bien qu'elles demeuraient encore supérieures à celles du site témoin.

3.5.4 Résumé de l'évaluation du risque et conclusions

Le chlorure de sodium épandu comme fondant peut avoir des effets nuisibles sur les plantes qui poussent le long des routes et dans les régions contaminées localement par le ruissellement des eaux à forte teneur en sel. Les fortes concentrations de chlorure et de sodium dans les sols ou dans les poussières d'eau dispersées par le vent provoquent de fortes réductions du nombre de boutons en fleur et du rendement des espèces d'arbres fruitiers sensibles, de graves dommages au feuillage, aux pousses et aux racines, une réduction de la croissance, de la germination et de l'établissement des jeunes plants. Les plantes atteintes sont notamment des espèces d'herbes indigènes, les espèces des terres humides comme la mousse de sphaigne et les laiches et les espèces ligneuses comme l'érable, le pin, le sapin de Douglas, le cornouiller, le pêcher et le prunier.

Les effets graves peuvent provoquer la mort de la plante, alors que l'exposition répétée (chronique) des plantes pluriannuelles à de forts niveaux de sel, année après année, provoque la réduction de la croissance ainsi que la mort des pousses et des tissus du feuillage. Le stress répété que subissent les plantes réduit la vigueur de la plante et sa capacité de se défendre contre les insectes, les maladies et le stress abiotique. Ces effets peuvent provoquer la perte de plantes de la communauté et avoir des répercussions sur d'autres organismes qui dépendent des plantes pour leur alimentation ou leur abri.

Des changements dans les communautés de plantes en réponse aux forts niveaux de sel ont été enregistrés dans les zones perturbées par le ruissellement et la dispersion atmosphérique de sel de voirie. Les espèces halophiles, comme les quenouilles et les roseaux communs, envahissent facilement les zones perturbées par le sel, ce qui modifie l'incidence et la diversité des plantes sensibles au sel. La composition des communautés qui ne tolèrent pas le sel change à cause de la perte d'espèces sensibles et de leur remplacement par des espèces halophiles.

La zone d'effets est généralement linéaire et suit le tracé des routes et des autres zones où on épand du chlorure de sodium comme fondant. La dispersion atmosphérique du chlorure de sodium se produit le long des routes pendant les mois d'hiver alors que des fondants sont nécessaires et perturbe surtout les espèces ligneuses. Ses effets s'étendent jusqu'à environ 80 m de la bordure des autoroutes à voies multiples et jusqu'à 35 m des autoroutes à deux voies sur lesquelles on épand des fondants. L'étendue et la distance de la dispersion est fonction de la charge de sel, du volume de la circulation et de sa vitesse, de la topographie locale et des vents dominants.

Les effets des sels de voirie sur les espèces forestières le long des routes ont fait l'objet d'une étude dans le centre et le sud de la Colombie-Britannique. Dans ces régions, la zone d'effets s'étendait sur les premiers 10 ou 15 m à partir de la bordure de l'autoroute à deux voies, mais la zone d'effets graves d'une forêt le long d'une autoroute à quatre voies de la même

province s'étendait sur les 50 premiers m à partir de la bordure de la route. Les régions forestières à forte densité du Canada qui subissent des charges modérées à élevées de sel (selon les charges annuelles par district d'entretien) incluent l'île de Vancouver, le sud-ouest et le centre de l'Alberta, le centre et certaines parties du sud de l'Ontario, le sud et le centre du Québec ainsi que certaines régions du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. On a jugé que 53 % des espèces primaires d'arbres des forêts du Canada sont sensibles aux sels de voirie.

Les récoltes de fruits subissent de graves dommages et une forte réduction de rendement dans une zone qui va jusqu'à 50 ou 80 m d'une autoroute à quatre voies du sud de l'Ontario et jusqu'à environ 35 m d'une autoroute à deux voies de la Nouvelle-Écosse. On a jugé que 65 % des 32 variétés d'arbres fruitiers, de plantes grimpantes et d'arbustes sont sensibles au sel.

Les espèces utiles à l'aménagement paysager et les récoltes de pépinières subissent des dommages et une forte mortalité à cause des niveaux élevés de sels de voirie dans le sol et à cause des poussières de sel. On a jugé que 30 à 40 % des espèces souvent utilisées dans l'aménagement paysager sont sensibles au sel.

3.6 Faune sauvage

3.6.1 Caractérisation de l'exposition

Le sodium est un composant essentiel des processus physiologiques de tous les vertébrés, mais pris en trop grandes quantités, il est toxique. Normalement, le surplus de sodium est éliminé par une augmentation du taux de filtration glomérulaire et par une réduction du pourcentage de sodium ré-absorbé par les reins. Les oiseaux terrestres, surtout les espèces herbivores et granivores, sont plus susceptibles de manquer de sel et s'accommodent mal des excès de sodium. Tout animal qui tente de satisfaire sa « faim de sel » excède habituellement de beaucoup son déficit, et le surplus persiste pendant un certain temps (Schulkin, 1991). La surconsommation de sel est à sont tour régulée par un mécanisme de réaction : la soif. L'absence de toute source d'eau augmente donc la toxicité du sel ingéré (voir section 2.6.2.1). La faune sauvage qui souffre d'un déficit de sel peut se déplacer sur de grandes distances pour en trouver et l'ingérer et visiter des routes sur lesquelles on a épandu du sel (Schulkin, 1991). Une des préoccupations soulevées par la présente évaluation est que l'« empreinte » d'une route salée peut être très large si on considère des grandes distances que les espèces sauvages très mobiles peuvent couvrir pour y venir.

3.6.1.1 Mammifères

L'interaction la plus apparente entre le sel de voirie et la faune sauvage est sans doute liée aux ongulés comme les orignaux (*Alces alces*), le cerf-mulet (*Odocoileus hemionus*), le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), l'élan (*Cervus canadensis*) et le mouflon d'Amérique (*Ovis canadensis*). On a identifié l'attrait du sel de voirie comme cause principale des morts accidentelles de mouflon d'Amérique et comme cause accessoire des morts accidentelles de

l'élan, dans le parc national de Jasper (Bradford, 1988). En mai et juillet, les flaques d'eau salée de la fonte des neiges le long des routes sont la cause principale des accidents orignaux-véhicules dans le nord de l'Ontario (Fraser et Thomas, 1982) et du Québec (Jolicoeur et Crête, 1994). On ne connaît pas le rôle que le sel de voirie peut jouer sur la mortalité d'autres espèces sauvages comme les petits mammifères qui sont tués fréquemment sur les routes.

3.6.1.2 Oiseaux

On a identifié douze rapports publiés sur les morts d'oiseaux associées au sel de voirie. Deux incidents ont été classés formellement empoisonnement par le sel (Trainer et Karstad, 1960; Martineau et Lair, 1995) et on a observé des comportements peut-être aberrants qui suggèrent une toxicose au sel dans plusieurs autres cas. C'est le chlorure de sodium qu'on a identifié comme substance à laquelle les oiseaux avaient été exposés, bien que dans un cas, c'est du chlorure de calcium qui avait été épandu sur la route (Meade, 1942). Géographiquement, ces morts se sont produites à plusieurs endroits à l'intérieur de la ceinture de neige canado-américaine de 1942 à 1999. Un rapport provenait d'Allemagne. Au moins deux des incidents impliquaient la mort de plus de mille oiseaux chacun. Compte tenu de la difficulté de retrouver les carcasses d'oiseaux (Mineau et Collins, 1988), le taux de récupération rapporté par les sites où les oiseaux sont tués fréquemment le long des routes (John Woods, Parcs Canada, communication personnelle; Craig W. Benkman, New Mexico State University, communication personnelle) et le peu de rapports sur les incidents de mortalité de la faune en général, le nombre de rapports sur la mortalité des oiseaux associée à l'utilisation des sels de voirie est important et suggère que ces morts sont sans doute plus répandues et fréquentes que ne l'indique les seuls rapports. Le fait que, lorsqu'on communique avec les biologistes et les chercheurs, ils se disent très familiers avec ces morts d'oiseaux sur les routes salées, vient appuyer cette hypothèse, même si ces observations n'ont pas été publiées. Dans le parc Mount Revelstoke, la mortalité des tarins des aulnes et d'autres roselins (voir plus bas) a été observée assez souvent dans les 25 dernières années pour qu'on les appelle les « *oiseaux de calandre* » par les habitants de l'endroit, en référence à leur tendance à être frappés par l'avant des véhicules en mouvement (John Woods, Parcs Canada, communication personnelle). Ces morts se produisent souvent dans les sections des autoroutes qui ont des courbes ou là où il y a beaucoup de craques et de crevasses, bien qu'elles puissent se produire n'importe où sur les routes sur lesquelles on a épandu du sable et du sel. Baker (1965) affirme que les habitants d'une communauté du Maine « *considèrent ce massacre d'oiseaux comme naturel et quotidien* ». Un autre chercheur rapporte avoir vu « *des centaines de becs-croisés des sapins morts après avoir été frappés par des véhicules alors qu'ils mangeaient du sel sur la route* » (Craig W. Benkman, New Mexico State University, communication personnelle).

Les roselins carduélinés (Famille des *Fringillidés*, sous-famille des *carduélinés* : becs-croisés des sapins, gros-bec et tarin des aulnes) ont été impliqués dans 11 des 12 incidents rapportés. Tous les roselins carduélinés sont des espèces protégées de la liste de la *Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs*. Ce groupes d'oiseaux granivores habitent l'ensemble de la forêt boréale et se déplacent vers des latitudes plus australes seulement lorsque le

rendement grainier est bas. Bien qu'ils puisent manger les graines des arbres à feuilles caduques, le principal aliment de leur diète, surtout en hiver, consiste en graines de conifères. Leur attirance pour le sel est bien connue. Les becs-croisés rouge (*Loxia curvirostra*) peuvent être attrapés au moyen de pièges amorcés avec du sel (Dawson *et al.*, 1965) et les roselins carduélinés préfèrent le sodium à tout autre minéral, sans égard à la grosseur du gravier (Bennetts et Hutto, 1985).

Les renseignements sur les oiseaux tués rapportés et sur les caractéristiques sociales et du comportement des roselins carduélinés suggèrent qu'il est sans doute le groupe le plus susceptible à la toxicité du sel par ingestion de sel de voirie. Toutefois, parce qu'ils ont tendance à voyager et à s'alimenter en grandes volées en hiver, on a sans doute tendance à les détecter plus facilement et à rapporter leur mort. Trainer et Karstad (1960) ont rapporté que les colins de Virginie (*Colinus virginianus*), les faisans de Colchide (*Phasianus colchicus*) et les colombes férales (*Columba livia*) ainsi que les lapins à queue blanche sont aussi empoisonnés.

On suppose souvent que le sel est ingéré afin de satisfaire un besoin physiologique associé à une diète essentiellement végétarienne. On ne peut cependant pas écarter l'ingestion de cristaux de sel comme gravier. Le gravier aide à broyer les aliments et comme apport supplémentaire de minéraux pour les oiseaux qui ont une diète faible en calcium (Gionfriddo et Best, 1995). Les préférences quant au format du gravier est une fonction linéaire de la grosseur de l'oiseau. Le format des particules de sel d'une mine de l'Ontario était de 0,6 à 9,5 mm (Canadian Salt Company Limited, 1991). Compte tenu que les particules de sel épandues sur les routes subissent une réduction graduelle de leur format à mesure qu'elles fondent (Art Letts, Morton Salt, communication personnelle), ce format s'apparentera plus ou moins à celui que préfère tout oiseau, quelque soit sa grosseur, du moment de l'épandage à un moment indéterminé après l'épandage. La grande variété du format de départ des particules de sel de voirie garantit que le gravier de grosseur appropriée sera disponible pendant une longue période de temps.

3.6.2 Caractérisation des effets

3.6.2.1 Toxicité aiguë du chlorure de sodium

Les incidents de toxicité du sel chez les invertébrés domestiques ou captifs peuvent être regroupés en plusieurs catégories : surdose accidentelle dans les aliments qui ne peut être compensée par l'ingestion d'eau (Sandals, 1978; Swayne *et al.*, 1986; Howell and Grumbrell, 1992; Wages *et al.*, 1995; Khanna *et al.*, 1997), l'exposition à une eau d'abreuvement salée (Franson *et al.*, 1981), les lacs salés (Windingstad *et al.*, 1987; Meteyer *et al.*, 1997) ou l'apport supplémentaire de sel avec privation d'eau (Trueman et Clague, 1978; Scarratt *et al.*, 1985). Les toxicoses au sel rapportées chez les vertébrés sauvages en liberté ont été causées par l'exposition au sel de voirie, à la sécheresse, à la glace, aux lacs hyper-salins et aux étangs de rejet de diverses industries (Baeten et Dein, 1996).

La DL_{50} pour les rats est de 3 000 mg/kg et celle des souris, de 4 000 mg/kg (Bertram, 1997). Le chlorure de sodium administré en une solution d'eau saturée (environ 2 100 mg/kg) entraîne en général la mort en 24 heures (Trainer et Karstad, 1960). De petites doses répétées de sel ne produisent aucune maladie si on ne limite pas l'eau.

Le *Canadian Cooperative Wildlife Health Centre* de Saskatoon et le Centre national de la recherche faunique d'Environnement Canada ont effectué récemment une étude conjointe sur les effets aigus du sel sur des moineaux domestiques sauvages captifs (*Passer domesticus*) (Wickstrom *et al.*, en préparation). La méthodes des charges « croissantes et décroissantes » (OECD, 1998) a été utilisée dans une étude-pilote pour estimer approximativement la dore orale létale de chlorure de sodium en granules pour des oiseaux qui n'étaient pas à jeun, mais qui étaient privés d'eau pendant six heures après la dose. Les résultats ont donné une DL_{50} de 3 000 à 3 500 mg/kg, ce qui se rapproche de la valeur pour les rongeurs. On a estimé un niveau d'essai sans effet obervé (mortalité) à environ 2 000 mg/kg dans cette étude-pilote, bien qu'on ait constaté une mortalité à 1 500 mg/kg dans la phase subséquente de l'étude.

3.6.2.2 Effets sous-létaux dus à l'excès de sel chez les oiseaux et les mammifères

Plusieurs auteurs qui ont rapporté des incidents associés au sel de voirie impliquant des animaux sauvages ont signalé des déficits du comportement chez les oiseaux exposés. L'observation la plus courante est que les oiseaux semblent anormalement sans crainte et qu'on peut les approcher facilement (Meade, 1942; Trainer et Karstad, 1960; Baker, 1965; Thiel, 1980; Smith, 1981; Woods, communication personnelle, 1999). D'autres décrivent les oiseaux comme « *faibles et lents* » (Martineau et Lair, 1995) ou disent qu'ils semblent malades (Meade, 1942). Trainer et Karstad (1960) rapportent « *dépression, tremblements, torticolis, rétropulsion et paralysie partielle* » pour les oiseaux et les mammifères impliqués dans un incident.

Ces symptômes s'apparentent à ceux observés en laboratoire. Des faisans auxquels on faisait manger de plus grandes quantités de sodium dans leur pâtée affichaient des symptômes d'intoxication lorsqu'ils étaient privés d'eau : dépression suivie d'excitation, tremblements, torticolis, opisthotonos, rétropulsion, incoordination et coma (Trainer et Karstad, 1960) [1]. Tous ces symptômes n'ont pas été constatés chez le même animal. Certains symptômes qu'on rapportent chez les volailles et les porcs incluent la salivation, la diarrhée, une démarche saccadée, des spasmes musculaires, un tremblement nerveux et la prostration (Humphreys, 1978). Wickstrom *et al.* (en préparation) rapportent qu'à la suite de l'étude-pilote mentionnée plus haut, on a donné à des moineaux domestiques des doses de 0, 500, 1 000, 1 500, 2 500 et 3 500 mg/kg de granules de chlorure de sodium. On a observé des signes cliniques patents à

[1] Dépression : léthargie générale
Torticolis : port de tête anormal et tension du cou
Opisthotonos : cambrure du dos et du cou vers le dos
Rétropulsion: poussée spasmodique des jambes

1 500 mg/kg ou plus, par exemple, l'apparition rapide (<30 minutes) de la dépression, de l'ataxie, de l'incapacité de voler ou de se percher, et la mort en moins de 45 minutes. Les oiseaux qui ont survécu pendant six heures ont habituellement récupéré. Des concentrations de sodium dans le plasma de > 200 mMol/L étaient associées à des signes cliniques patents. On a observé des lésions sous forme d'œdème du gésier après une heure chez la plupart des oiseaux ayant reçu une dose de 500 mg/kg ou plus, et une vacuolisation du tronc cérébral, qui concorde avec l'œdème, chez certains oiseaux affichant des signes cliniques.

Il n'existe aucun rapport d'un orignal ou d'un chevreuil ayant souffert d'une toxicose au sel. On constate cependant que lorsque les orignaux boivent de l'eau salée, ils tendent à perdre leur crainte des humains et des véhicules (Jones *et al.*, 1992), contrairement aux orignaux n'ayant pas bu d'eau salée et qui s'éloignent des humains qui approchent. Le seul cas rapporté de petits mammifères donnant des signes d'une toxicose au sel touche les lapins à queue blanche (*Sylvilagus floridanus*), pendant un hiver particulièrement rigoureux au Wisconsin (Trainer et Karstad, 1960).

3.6.3 Caractérisation du risque

Étant donné que sa mortalité a été enregistrée et qu'on la suppose beaucoup plus fréquente et étendue que ne le laisse croire les rapports publiés, le risque pour le roselin carduéliné est sans doute élevé. Localement, le risque pour les gros mammifères est sans doute aussi élevé. La principale incertitude liée à la présente évaluation du risque est la mesure dans laquelle la toxicité du sel contribue aux collisions avec les véhicules. De même, s'il se produit des incidents de toxicité, il faut se demander si la faune sauvage, les roselins carduélinés en particulier, ne serait pas tuée par l'ingestion de sel même en l'absence de collisions avec des véhicules.

3.6.3.1 Estimation de la contribution de la toxicité du sel aux accidents avec les véhicules

Les déficiences graves du comportement (dépression, tremblement, torticolis, rétropulsion et paralysie partielle) observées dans un site, de même que l'observation du niveau de sodium élevé dans le cerveau dans un autre, souligne fortement le rôle que joue la toxicité du sel dans la mort des oiseaux sur les routes. L'observation courante de l'absence anormale de crainte, rapportée tant pour les oiseaux que pour les mammifères, pourrait être un symptôme précurseur de l'intoxication ou la manifestation de ce que les animaux souffrent d'une faim extrême de sel qui modifie leur comportement face au danger potentiel.

Bien que des signes patents d'intoxication aient été observés chez les moineaux domestiques à 1 500 mg/kg et plus, on ne connaît pas le niveau de la dose à laquelle des déficiences du comportement se manifesteraient de façon plus subtile. On pourrait estimer la limite inférieure à laquelle une déficience se manifesterait, toujours chez le moineau domestique, de la façon suivante :

La distribution des valeurs normales de sodium dans le plasma des moineaux est très étroite (moyenne de 163,2 mMol/L, plage de 158-168, n=12). L'hypothèse est donc que les effets nocifs (comme la perte de coordination et la faiblesse) commenceront lorsque l'homéostasie du sodium sera brisée et que des niveaux élevés de sodium seront véhiculés vers les organes cibles. Pour le moineau domestique, ce niveau a été établi à 266 mg/kg de poids corporel.

Dans la présente analyse, on suppose que les cristaux de sel seront picorés entiers, comme les particules de gravier. Un moineau qui essaie de satisfaire sa faim de sel picorera une granule d'un format qui lui « convienne ». Le format maximum du gravier pour le moineau est de 2,4 mm (Gionfriddo and Best, 1995). Cela permet d'estimer le nombre de particules que le moineau devra ingérer pour atteindre la VCT spécifique (Tableau 22).

Ce calcul révèle que les oiseaux pourraient subir des effets sub-létaux par ingestion d'une seule particule de sel et qu'ils pourraient être tués par aussi peu que deux particules.

Le format moyen du gravier ingéré par le moineau domestique est de 0,5 mm (Gionfriddo et Best, 1995). Si on suppose que les oiseaux picorent des particules de ce format « préféré » pour la digestion, on répète le calcul ci-dessus pour les particules de ce format moyen. En fait, ce format moyen de gravier est sans doute une sous-estimation parce qu'il a été établi à partir des particules « usées » extraites du gésier de l'oiseau. Dans la moyenne, il y avait aussi des particules très fines de minéraux qui avaient sans doute été ingérées accidentellement avec la nourriture. Le Tableau 23 donne les résultats de ce calcul.

Bien que le nombre de particules devant être ingérées pour atteindre la VCT est de beaucoup supérieur à celui calculé dans le Tableau 22, un oiseau peut facilement en ingérer autant, si on compare ce nombre au compte moyen de particules de gravier. Les oiseaux qui doivent regarnir leur provision de graviers peuvent donc facilement atteindre des doses qui seraient toxicologiquement significatives.

3.6.3.2 Conclusions et exposé sur l'incertitude

Le sel de voirie augmente la susceptibilité pour les oiseaux d'être frappés par des véhicules et peut empoisonner certains oiseaux directement. Il est clair que même sans le sel de voirie, certains oiseaux viendraient sur les routes à la recherche de gravier et peut-être d'argile. Il est impossible d'estimer la contribution relative du sel de voirie à l'attrait exercé sur les oiseaux chanteurs, mais on sait que le sel de voirie constitue le principal attrait pour les mammifères. Ce qui différencie le sel du sable, par exemple, qui est aussi utilisé sur les autoroutes, est la déficience et l'empoissonnement possibles qu'il provoque chez les oiseaux.

On ignore si le moineau domestique constitue un modèle toxicologique convenable pour le roselin carduéliné ou d'autres oiseaux indigènes. Le moineau domestique vient du Moyen-Orient et peut donc être plus tolérant au sel que le roselin carduéliné. Par ailleurs, le taux de consommation de gravier du moineau est peut-être élevé par rapport à celui des autres espèces d'oiseaux (Gionfriddo and Best, 1995). Les scénarios présenté ci-dessus supposent une consommation de sel fondée sur le besoin en gravier (Tableau 22) et une optimisation de l'ingestion de sel (Tableau 23). Sans égard au format de particule picoré, les oiseaux privés de sel peuvent en ingérer de grandes quantités avant que le mécanisme de réaction en réduise le désir.

Il est probable que le risque de toxicose au sel pour les oiseaux sera plus grand lorsque l'eau est moins disponible pendant les hivers rigoureux (Trainer and Karstad, 1960). On a déjà observé des oiseaux en train de manger de la neige, d'attraper des flocons de neige pendant les tempêtes ou de briser de la glace pour obtenir de l'eau (Wolfe, 1996). Oeser (1977) rapporte que les becs-croisés mangeaient de la neige pendant l'incident en Allemagne. Il pourrait y avoir des conséquences énergétiques négatives à l'ingestion de neige en réaction à la surconsommation de sel. La neige fondue sur les routes peut constituer la source d'eau la plus facilement accessible. Selon la concentration de sel dans l'eau de la fonte de la neige, sa consommation pourrait aggraver la toxicose au sel plutôt que la corriger.

Lorsqu'il en ont dressé la carte, Brownlee *et al.* (2000) ont établi que le recoupement entre la distribution des roselins en hiver et le réseau routier canadien sur lequel on épand du sel est très étendu. On ne dispose pas des données nécessaires pour estimer la fréquence des accidents avec les véhicules (qu'ils soient dus à une attraction fatale, à des heurts provoqués par la toxicose ou à l'ingestion létale). De même, il est difficile d'estimer la période pendant laquelle le sel demeure sur la surface de la route ou à sa proximité (dans le sol, par exemple) où il pourrait constituer une espèce « de pierre à lécher » artificielle attrayante pour les oiseaux et les mammifères même une fois les granules dissoutes,

La présente évaluation n'a pas traité des effets indirects du sel de voirie sur la faune sauvage. Dans certaines conditions, surtout lorsque l'habitat est limité, les accotements peuvent être précieux en tant qu'habitat pour la reproduction et que corridor entre deux parcelles d'habitat convenable (par ex. : Oetting et Cassell, 1971; Drake et Kirchner, 1987; Bennett, 1991; Camp et Best, 1993a,b). Des efforts sont présentement faits par divers gouvernements en vue d'améliorer la gestion des bordures des routes afin d'augmenter la valeur ce cet habitat. Les sels de voirie peuvent nuire aux plantes terrestres (section 2.5). Toute réduction ou modification de la couverture végétale pourrait avoir des répercussions sur la faune sauvage qui dépendent de ces plantes pour leur alimentation et leur abri.

Malgré ces incertitudes, l'importance des morts par collision chez la faune sauvage et la contribution du sel de voirie à cette mortalité ont sans doute été sous-estimées par les gestionnaires de la faune et par les responsables du transport.

3.7 Ferrocyanures

La présente section est fondée sur la recension des ferrocyanures faite par Letts (2000).

3.7.1 Caractérisation de l'exposition

Le ferrocyanure de sodium se dissout dans l'eau et libère l'anion ferrocyanure stable qui n'est pas volatil et résiste à toute autre dégradation à moins d'être illuminé. L'anion est assez mobile dans les eaux souterraines mais réagit facilement avec le fer pour former un précipité de ferrocyanure ferrique, composé très stable, non toxique et relativement immobile, qui constitue une voie importante d'élimination du ferrocyanure dans les eaux souterraines. Dans des conditions favorables, y compris l'absence de lumière, la demi-vie du ferrocyanure est d'environ 2,5 années (Higgs, 1992) alors que celle du ferrocyanure ferrique peut s'étendre à un millier d'années (Meeussen *et al.*, 1992a).

Deux caractéristiques de l'anion ferrocyanure sont prépondérantes : il n'est pratiquement pas toxique dans sa forme complexe (Rader *et al.*, 1993), mais en solution sous la lumière directe, il se photodécompose et libère du cyanure libre qui réagit rapidement pour former le HCN hautement toxique et volatil. En dehors d'une solution, la photolyse du ferrocyanure est faible (American Cyanamid Company, 1953).

On a beaucoup étudié le phénomène de la photolyse de l'anion ferrocyanure (Broderius, 1973a; Broderius et Smith, 1980; Otake *et al.*, 1982; Clark *et al.*, 1984; Meeussen *et al.*, 1992a). Elle peut libérer jusqu'à cinq des six CN associés au composé parent. La réaction est fonction de la concentration initiale, de l'intensité de l'illumination, du pH et de la température, en autres facteur.

Le cyanure libre dans l'environnement est sujet à plusieurs processus d'atténuation. Il est facilement chelaté avec plusieurs métaux de transition pour former des matériaux stables moins toxiques (Chatwin, 1990). La présence d'argile ou de matière organique élimine le cyanure libre par adsorption de surface (Theis et West, 1986). En outre, il est oxydé pour former les cyanates et les thiocyanates en présence du soufre, tous deux relativement inoffensifs.

Sol

Ferrocyanure non illuminé : La plus grande partie de la recherche consacrée au comportement des ferrocyanures non illuminés traite des composés des résidus des sites des anciennes usines de gaz manufacturé (UGM). Ces études indiquent que la présence des ferrocyanures est étroitement confinée autour du site source (Effenberger, 1964; Parker et Mather, 1979). Cette faible mobilité semble due à la présence de soufre et de métaux de transition dans le sol. Dans des conditions de pH de 4 à 7, le fer se combine avec le ferrocyanure pour former le ferrocyanure ferrique peu soluble connu sous le nom de bleu de Prusse (Meeussen *et al.*, 1992b). Ce composé est apparent par la coloration bleue du sol dans plusieurs UGM.

Dans les sols alcalins (pH supérieur à 7), le ferrocyanure en solution reste sous forme d'anion et est assez mobile. On a signalé que dans des conditions fortement acides, les anions ferrocyanure se dissocient et libèrent du CN^- (D.A. Belluck, communication personnelle). On pense que les conditions appropriées peuvent se produire en laboratoire, mais rarement ou jamais dans l'environnement (Chatwin, 1990).

La rétention et l'immobilisation dans le sol sous forme peu toxique est la principale voie d'atténuation qui limite la toxicité potentielle du ferrocyanure. Les particules adsorbées à l'argile des sols modérément acides peuvent en effet contenir des anions ferrocyanure. La géotite (un FeOOH), un revêtement commun des particules du sol, élimine jusqu'à 95 % de l'anion ferrocyanure par adsorption à un pH de 4 (Theis et West, 1986). Ces méthodes d'élimination sont soutenues par des niveaux de pH modérés. Les sols sont modérément acides dans les régions de forêt de l'est du Canada, une zone de forte activité d'épandage de sel de voirie, et sont alcalins dans les Prairies (Paul Arp, communication personnelle, 2000). Le ferrocyanure immobilisé est également sujet à la conversion chimique à des composés non toxiques en présence de soufre et de micro-organismes qui dégradent les cyanures métalliques composés (Mudder, 1991).

Ferrocyanure illuminé : La photolyse du ferrocyanure sous la lumière est une réaction complexe qui a fait l'objet d'études approfondies (Broderius, 1973a; Broderius et Smith, 1980; Otake *et al.*, 1982; Clark *et al.*, 1984; Meeussen *et al.*, 1992a). Les facteurs qui agissent sur ce processus sont le pH, la température, la concentration initiale, la saison et le moment de la journée. Dans leur étude sur la réaction photolitique, Miller *et al.* (1989) rapportent que la libération du cyanure libre ne se fait qu'à une profondeur de un millimètre dans le sol. Ce serait donc dire que seuls les anions ferrocyanure du premier millimètre du sol seraient sujets à ce processus.

Le cyanure d'hydrogène produit à l'intérieur du sol est modérément persistant. Il a une demi-vie d'une durée estimée de quatre semaines à six mois (Howard *et al.*, 1991). Il se fixe au rythme de 0,05 mg/g aux argiles et de 0,5 mg/g aux matières organiques (Chatwin, 1989). Il est également sujet à l'hydrolisation en acide formique jusqu'à un taux de 4 % dans les sols saturés (Chatwin, 1990). La volatilisation du HCN des sols rend compte de près de 10 % des pertes, mais la saturation du sol retarde ce processus par un facteur de 10^4 (Chatwin, 1990). La dégradation biologique de divers cyanures par les microbes du sol (Towill *et al.*, 1978; Dubey and Holmes, 1995) ou leur assimilation par les plantes (Fuller, 1984; Knowles and Bunch, 1986) sont deux systèmes d'élimination efficaces qui diminuent fortement dans des conditions de saturation anaérobique (Strobel, 1967).

Eau

Le ferrocyanure se dissocie très lentement en l'absence de lumière. Dans ces conditions, la quantité de cyanure libre libéré des concentrations de ferrocyanure de l'ordre de 1 à 100 000 mg/L varie de 1,2 à 6 µg/L. Dans des conditions environnementales et à la lumière cependant, on

rapporte que le ferrocyanure est rapidement converti en cyanure libre (Ferguson, 1985; Singleton, 1986).

Dans l'eau, le cyanure libre est converti en acide cyanhydrique, un acide faible, par le biais d'une réaction d'équilibre $H^+ + CN^- \leftrightarrow HCN$. L'état HCN est favorisé à un pH de 6. Le HCN est fortement volatil et, dans des conditions environnementales, se dissipe rapidement des plans d'eau à un taux qui est fonction de sa concentration, de la température, du pH et du débit de l'eau (Schmidt *et al.*, 1981; Melis *et al.*, 1987). Les processus d'élimination secondaire du cyanure incluent la complexation et la précipitation, la biodégradation, l'adsorption par les matières organiques et l'ingestion par les plantes. Il est connu qu'un certain nombre d'organismes naturels produisent des cyanures (Knowles, 1976).

Atmosphère

Le ferrocyanure ne se volatilise pas. Le HCN est hautement volatil mais se dissipe facilement à des niveaux inoffensifs dans l'atmosphère avec une demi-vie estimée de 89 jours à 2,4 années (Howard *et al.*, 1991).

Biomagnification

Towill *et al.* (1978) n'ont trouvé aucune étude qui rapporte une biomagnification du cyanure.

3.7.2 Concentrations dans l'environnement mesurées et estimées

Les concentrations de cyanure mesurées dans les eaux de ruissellement sont de 2,3 à 22 µg/L pour l'ion libre cyanure et de 3 à 270 µg/L pour le cyanure total (Hsu, 1984; Ohno, 1989a; Novotny *et al.*, 1997; Mayer *et al.*, 1998). Les données disponibles étant très limitées, on a aussi calculé des concentrations estimées.

Morin and Perchanok (2000) ont documenté les activités d'épandage des sels de voirie au Canada. Le plus fort taux d'épandage au pays est de 10 150 g sel/m^2 et le taux le plus élevé d'addition de ferrocyanure de sodium au sel de voirie est de 124 mg/kg (Letts, 2000b). Cela correspond à 86 mg $Fe(CN)6^{-4}$/kg ou à une teneur en CN stoechiométrique de 63,7 mg/kg. À partir de ces valeurs, on calcule un taux de distribution de 877,8 mg $Fe(CN)_6^{-4}$/m^2 ou 646,6 mg CN^-/m^2. Au moyen des données sur les précipitations annuelles, la plage de concentrations de $Fe(CN)_6^{-4}$ dans les eaux de ruissellement est établie à 0,000142 à 1,42 mg/L, ce qui correspond à une teneur en CN stoechiométrique de 0,000104 à 1,04 mg CN^-/L.

Dans les sols, les conditions locales régissant la mobilité des ferrocyanures, on propose deux hypothèses. Dans le cas I, le ferrocyanure se précipite à partir d'une soltuion et l'épandage annuel est retenu dans les deux premiers centimètres du sol. Dans le cas II, le ferrocyanure reste en solution et 20 % de l'épandage annuel est retenu dans les 20 premiers centimètres du sol. Pour

le cas I, les concentrations dans le sol s'étendent de 0,0043 à 43,8 mg $Fe(CN)_6^{-4}$/kg, ce qui correspond à une teneur de CN stoechiométrique de 0,0032 à 32,3 mg/kg de sol. Pour le cas II, elles s'étendent de 0,000086 à 0,88 mg $Fe(CN)_6^{-4}$ /kg de sol, ce qui correspond à une teneur en CN stoechiométrique de 0,000064 à 0,64 mg/kg de sol.

3.7.3 Caractérisation des effets

L'évaluation préalable révèle que le plus grand danger inhérent à l'utilisation du ferrocyanure de sodium est la capacité de l'anion ferrocyanure de se photodécomposer en un ion cyanure libre. Les sections qui suivent résument donc les effets connus de ces deux composés sur les biotes terrestre et aquatique. On doit garder à l'esprit les limites de la caractérisation de la toxicité dans les conditions artificielles du laboratoire.

Biote aquatique

Les principaux facteurs qui jouent sur la toxicité dans l'eau sont la concentration et la température de l'eau. La toxicité est également fonction du niveau d'oxygène dissous et de la salinité. La documentation offre un certain nombre de recensions globales sur la toxicité du cyanure pour les organismes d'eau douce (Doudoroff, 1966; Doudoroff, 1976, 1980; Leduc *et al.*, 1982; US EPA, 1985a). Certains organismes font preuve d'une adaptation réversible aux effets toxiques.

Micro-organismes aquatiques : Les effets du cyanure varient beaucoup d'une espèce microbienne à l'autre. Plusieurs espèces font preuve d'une résistance remarquable à ses effets nocifs et, en fait, certaines espèces servent même aux processus de détoxication des cyanures (Chatwin, 1990; Fallon *et al.*, 1991). On a par ailleurs rapporté les effets nuisibles pour *Pseudomonas putida* à un niveau de **1 µg/L** (US EPA,1985a), la plus faible concentration à laquelle on ait rapporté des effets nuisibles pour les micro-organismes aquatiques (Letts, 2000a).

Plantes aquatiques : Les données sur la toxicité pour ce groupe sont rares. Toutefois, les effets toxiques pour les plantes sont peu probables aux niveaux que l'on sait nuisibles pour les invertébrés (US EPA, 1980). L'espèce la plus sensible, *Scenedesmus quadricauda*, affiche un commencement d'inhibition cellulaire après exposition pendant 96 heures à **31 µg/L** de cyanure libre (US EPA, 1985a).

Invertébrés aquatiques : Dans ce groupe, la toxicité ne commence en général qu'au delà de 1 000 µg/L. Par contre, la CL_{50} de cyanure libre après exposition de 96 heures la plus faible rapportée dans la documentation est de **83 µg/L** pour *Daphnia magna* (US EPA, 1985a; Eisler, 1991). Les différentes sensibilités des groupes de sous-espèces peuvent provoquer des modifications à la structure de la population après exposition de certaines communautés (Smith *et al.*, 1979). Voir Letts (2000) pour de plus amples détails.

Vertébrés aquatiques : Ce groupe a fait l'objet de nombreuses études, par exemple, par Leduc *et al.* (1982). Ces espèces sont moins sensibles au ferrocyanure (Schraufnagel, 1965) qu'au cyanure libre (Leduc *et al.*, 1982). Les poissons, en tant que groupe, semblent plus sensibles au cyanure libre que les invertébrés. Les CL_{50} après exposition de 96 heures estimées sont de l'ordre de 40 à 200 µg de HCN/L (US EPA, 1985a). On rapporte une grande variété d'effets physiologiques et sur le comportement. L'étude des stades de vie révèle que le stade juvénile est le plus sensible avec des effets sur la croissance, sur la prédation et sur les comportements d'évitement, ainsi que sur la capacité de nager. On a choisi des effets nuisibles sur la reproduction comme indicateur cible de la toxicité. Schraufnagel (1965) et Smith *et al.* (1979) ont trouvé que la ponte est inhibée à des concentrations de **5,0 et 5,2 µg/L**, respectivement.

Biote terrestre

Le principal effet du cyanure est de faire interférence à la respiration à la suite d'une perturbation d'une enzyne mitochondriale (Towill *et al.*, 1978; Way *et al.*, 1988). Si l'effet n'est pas vite fatal, la récupération est généralement rapide.

Micro-organismes terrestres : Les organismes de ce groupe subissent peu d'effets nuisibles de l'exposition au cyanure. Certains s'adaptent en adoptant de nouvelles voies pour la respiration. Les preuves révèlent l'existence d'un « microcycle du cyanure » qui permet aux micro-organismes et aux plantes d'utiliser le HCN comme source d'azote et de carbone (Allen et Strobel, 1966).

Plantes terrestres : En tant que groupe, les plantes terrestres sont assez insensibles au ferrocyanure et au cyanure libre. Un mélange de 10g de ferrocyanure/kg de sol est requis pour provoquer une inhibition de la croissance. Comme pour les micro-organismes, certaines plantes possèdent des voies de respiration de remplacement ou une capacité de métaboliser le HCN, ou les deux. Toutefois, certaines plantes subissent des effets nuisibles. On a observé une inhibition de 25 % de la levée des semis chez les radis à des concentrations aussi faibles que **1,2 mg/kg** (Environnement Canada, 1995a), concentration la plus faible à laquelle on a rapporté des effets nuisibles sur les plantes terrestres.

Invertébrés terrestres : Bien que certains invertébrés soient résistants au cyanure ou en produisent par mécanisme de défense, la plupart y sensibles jusqu'à un certain point. La concentration de cyanure la plus faible qui ait provoqué des effets nuisibles chez les invertébrés terrestres est de **4 mg/kg** et a provoqué une mortalité de 25% chez les vers de terre (*Eisenia fetida*) exposés pendant 14 jours (Environnement Canada, 1995b).

Vertébrés terrestres : On a approuvé les ferrocyanures comme additif alimentaire et à des fins thérapeutiques. On n'a observé aucun effet chez les rats exposés à 3 200 mg/kg(pc)/jour (Dvorak *et al.*, 1971). Pour le HCN, la norme actuelle, établie avec une mesure de sécurité de 7 à 8 fois, limite l'exposition à 5 mg/m^3 (Klaassen, 1966). La U.S. EPA a établi à partir de la documentation disponible une dose sub-chronique référence (RfD) de 0,08 mg/kg(pc)/jour pour

le cyanure libre. Toujours selon la documentation disponible, le mammifère le plus sensible aux effets nuisibles est le lapin (*Oryctolagus* spp.). Ballantyne (1987) a observé une DL_{50} de **0,6 mg/kg** pc. Chez les oiseaux, le canard malard (*Anas platyrhynchos*) semble le plus sensible avec une DL_{50} pour ingestion orale de cyanure de sodium de **2,7 mg/kg** (Henny *et al.*, 1994).

3.7.4 Caractérisation du risque

Comme on l'a mentionné ci-dessus, le plus grand danger environnemental lié à l'utilisation du ferrocyanure de sodium est la capacité de son anion en solution de se photodécomposer en cyanure puis, de s'hydrolyser en HCN. Ce processus a été étudié de près par Broderius et Smith (1980) qui rapportent un taux de réaction habituellement en fonction directe de l'intensité de la lumière (qui dépend du temps de l'année, de la journée, des conditions du ciel), de la température et de la concentration, et est fonction inverse du pH et de la latitude. Un maximum de cinq ou six des cyanures moléculaires disponibles peuvent être libérés.

Pour les évaluations en vertu des hypothèses de niveau 1 et 2, les valeurs du **quotient** de risque ont été calculées pour le biote en divisant la plus forte concentration mesurée ou estimée dans l'eau, l'atmosphère ou le sol, par une **VESEO** individuelle. Les **VESEO** utilisées correspondent aux **VCT** qui sont les concentrations les plus faibles ayant un effet observé dans les études disponibles sur la toxicité, divisée par le **facteur d'application** approprié.

3.7.4.1 Caractérisation du risque de niveau 1

Pour l'évaluation de niveau 1, on a appliqué les facteurs de correction aux conditions du pire cas avec les valeurs typiques des endroits du Canada afin d'obtenir le taux de photolyse. On propose que la réaction se produit à une latitude de 45 ° nord à midi une journée ensoleillée à une température de 4 °C. Le taux dans ces conditions est de 28,5 %. On considère que le cyanure ainsi produit est entièrement conservé dans le milieu environnemental considéré.

Concentration de cyanure dans l'eau : À partir de la plage de concentrations moyennes annuelles dans les eaux de ruissellement calculée ci-dessus, le calcul révèle que la plage de teneurs en cyanure stoechiométrique est de 0,87 à 870 µg CN^- /L. Si on suppose une réaction d'une heure, le CN^- libéré dans l'eau par le biais de la photolyse produit une concentration de 0,025 à 250 µg CN^-/L.

Concentration de cyanure dans le sol : Cas I : Si on utilise le taux d'épandage annuel de sel le plus élevé (c.-à-d. 10 150 g/m^2) et les hypothèses du niveau 1 et du Cas I, la teneur stoéchiométrique en CN serait de 1,35 mg CN^-/kg de sol. Après une réaction d'une heure, le CN^- libéré dans le sol par le biais de la photolyse produit une concentration de 0,39 mg CN^-/kg.

Concentration de cyanure dans le sol : Cas II : Si on utilise le taux d'épandage annuel de sel le plus élevé (c.-à-d. 10 150 g/m^2) et les hypothèses du niveau 1 et du Cas II, la teneur

stoéchiométrique en CN serait de 0,027 mg CN^-/kg de sol. Après une réaction d'une heure, le CN^- libéré dans le sol par le biais de la photolyse produit une concentration de 0,0078 mg CN^- /kg.

Concentration de cyanure dans l'atmosphère : Le taux de volatilisation du cyanure à des concentrations de 0,1 à 0,5 mg/L est de 0,22 mg CN^-/m^2/heure (Higgs, 1992). Aux fins du niveau 1, on utilise un modèle de boîte fermée qui correspond à une couche d'air de 10 cm d'air au-dessus de la route. Après une heure, la concentration maximum de cyanure de cette couche sera de 2,2 mg CN^-/m^3.

Le calcul des quotients de risque a été fait à partir des concentrations de cyanure libre les plus fortes estimées et mesurées dans l'eau (c.-à-d. 250 et 270 µg/L) (Novotny *et al.* (1997) de la façon suivante : **Quotient = VEE/VESEO**. Les quotients supérieurs à un indiquent la nécessité d'une évaluation de niveau 2.

Pour les organismes terrestres, le calcul du quotient a été réalisé à partir de la concentration estimée de cyanure libre la plus élevée dans le sol en vertu des hypothèses de niveau 1 (c.-à-d. 0,39 mg/kg de sol). La documentation n'offre aucune concentration mesurée de cyanure libre dans le sol. Pour les oiseaux et les mammifères, les VEE ont été calculées selon un modèle à voies multiples tenant compte de l'apport du sol, de l'air et de l'eau.

3.7.4.2 Conclusions pour le niveau 1

Tous les quotients de risque sont supérieurs à un (tableaux 24 et 25), sauf ceux pour les vertébrés et les invertébrés terrestres. Les organismes aquatiques semblent particulièrement sensibles et une évaluation de niveau 2 est justifiée.

3.7.4.3 Caractérisation du risque de niveau 2

L'évaluation de niveau 2 sert à minimiser toute surestimation du niveau 1. On utilise généralement des variables typiques et mesurées.

Le taux d'addition du ferrocyanure de sodium au sel de voirie a diminué ces dernières années. Ce taux pour 1997 était de 80 mg $NaFe(CN)_6^-$/kg de sel, ce qui correspond à 55,8 $NaFe(CN)_6^-$/kg, alors que 41,1 $NaFe(CN)_6^-$/kg de sel de voirie est plus normal de nos jours et servira dans le calcul de niveau 2.

Labadia et Buttle (1996) ont mesuré la configuration de la dispersion du sel de voirie le long d'un tronçon de route du sud de l'Ontario. Leurs observations montrent qu'un peu plus de 50 % du sel épandu est redistribué dans les bancs de neige adjacents dans une zone d'éclaboussures de 3,7 m. On en tiendra compte dans l'évaluation de niveau 2.

Le calcul de la photolyse du ferrocyanure a été corrigé pour rendre compte d'une intensité lumineuse quotidienne moyenne de 70 % de ciel clair. On a aussi apporté des corrections pour tenir compte des changements de la concentration initiale de ferrocyanure. Les hypothèses du niveau 2 ont produit un taux ajusté de photolyse de 13,8 % à l'heure.

Concentration de cyanure dans l'eau : Selon les hypothèses du niveau 2 et les concentrations moyennes annuelles de pointe de Cl compilées par Morin et Perchanok (1998), la plage de concentrations de CN^- dans l'eau après une heure est établie à 0,0039 à 39 µg/L.

Concentration de cyanure dans le sol : Cas I : Au moyen du taux d'épandage annuel maximum de sel (c.-à-d. 10 150 g/m^2) avec les hypothèses du niveau 2 et du cas I, la concentration dans le sol après libération photolytique du CN^- disponible dans le ferrocyanure serait de 0,12 mg CN^-/kg dans le sol après une heure.

Concentration de cyanure dans le sol : Cas II : Au moyen du taux d'épandage annuel maximum de sel (c.-à-d. 10 150 g/m^2) avec les hypothèses du niveau 2 et du cas II, la concentration dans le sol après libération photolytique du CN^- disponible dans le ferrocyanure serait de 0,0024 mg CN^-/kg dans le sol après une heure.

Concentration de cyanure dans l'atmosphère : Le taux de volatilisation du cyanure à des concentrations de 01, à 0,5 mg/L est de 0,22 mg CN^-/m^2/heure (Higgs, 1992). On suppose pour la présente évaluation que le cyanure disponible est complètement transféré à l'air au-dessus de la route, sans dispersion, et que le taux de diffusion gazeuse est le même que le taux de diffusion de l'interface. Dans ces conditions, après une heure, la concentration maximum de cyanure dans cette couche sera de 0,22 mg CN^-/m^3.

On a fait le calcul des quotients de risque avec la concentration estimée de cyanure libre la plus élevée dans les eaux de ruissellement en vertu des hypothèses du niveau 2 (c.-à-d. 39 µg/L) et la concentration mesurée la plus forte de 41 µg/L, calculée comme la moyenne géométrique des valeurs mesurées rapportées dans la documentation. Les **VCT** utilisées dans l'évaluation de niveau 1 sont utilisées dans celle du niveau 2, mais on a modifié certains facteurs d'application afin de rendre compte d'une analyse plus réaliste. On a calculé les quotients de risque de la façon suivante : **Quotient = VEE/VESEO.**

L'évaluation pour les organismes terrestres a été faite au moyen de la concentration estimée de cyanure libre dans le sol la plus élevée en vertu des hypothèses du niveau 2 (c.-à-d. 0,12 mg/kg de sol). La documentation n'offre aucune mesure des concentrations de cyanure libre dans le sol. Le calcul des **VEE** pour les oiseaux et les mammifères est le même que celui pour le niveau 1.

3.7.4.4 Conclusions pour l'évaluation de niveau 2

Selon les quotients calculés (tableaux 26 et 27), une évaluation de niveau 3 devra être faite pour les organismes aquatiques.

3.7.4.5 Caractérisation du risque de niveau 3

Les analyses de niveau 1 et 2 ont démontré que le ferrocyanure de sodium peut avoir des effets nuisibles sur le milieu aquatique. L'évaluation de niveau 3 établit la probabilité des effets nuisibles dans le même milieu.

Comme on l'a déjà signalé, la libération photolytique de CN^- du $Fe(CN)_6^{-4}$ est la principale préoccupation liée aux rejets de ferrocyanure dans l'environnement. On peut établir un modèle mathématique de la photolyse complète pour toutes les longueurs d'ondes pertinentes et pour les pertes dues à la volatilisation qui, à leur tour, permettraient de calculer les concentrations de CN^- en solution à n'importe quel moment après l'épandage de sel de voirie. Ces calculs ont fait partie de l'évaluation de niveau 3.

Hypothèses

Aux fins de l'évaluation de niveau 3, on a utilisé les hypothèses et les facteurs d'application suivants pour estimer les taux de photolyse et de volatilisation du ferrocyanure. La photolyse étant fonction de la profondeur de l'eau et de sa limpidité, on a supposé que le ferrocyanure se situait dans les premiers 20 cm et on a utilisé les mesures de limpidité d'une gamme de plans d'eau. De même, le taux de réaction est fonction de la date, de l'heure, des conditions du ciel et de la température. On a donc fait des calculs pour chaque heure du jour pour le 1er janvier, le 1er avril, le 21 juin et le 21 septembre sous un ciel dégagé à 70 %, la constante de la loi de Henry corrigée pour une moyenne de température de 4 °C. Les calculs pour juin et septembre ont été faits aux fins de comparaison puisqu'il n'y a aucun épandage pendant ces mois. Comme on l'a déjà fait, on tient compte des observations de Labadia et Buttle (1996) qui révèlent qu'environ 50 % de la quantité initiale de sel épandu est redistribuée dans les bancs de neige adjacents. On a estimé la vitesse du ruisseau et du vent à partir de mesures directes des sources canadiennes. On a établi le débit principal du ruisseau à 0,52 m sec^{-1} et la vitesse du vent à 64,5, 60,9, 49,6 et 48,9 m sec^{-1} m pour les mois de janvier, avril, juin et septembre. Les concentrations de Cl^- dans les eaux de ruissellement ont été tirées de la plage de valeurs collectées par Morin et Perchanok (2000). La probabilité de sélection d'une concentration donnée pour l'inclure dans le calcul était fonction de la superficie de la zone pour laquelle on rapportait cette concentration. On a choisi les taux d'addition du ferrocyanure de sodium pour les intégrer au calcul selon la probabilité qui tient compte de la part du marché desservie par la mine source correspondante.

Estimation de la fréquence des incidents toxiques

On a effectué les calculs en chosissant chaque variable au hasard dans la plage pertinente des fréquences. Les variables incluent la concentration de chlorure dans les eaux de ruissellement, la concentration de ferrocyanure dans le sel, la vitesse du courant et du vent et le coefficient d'atténuation. On a créé des courbes de photodécomposition-volatilisation pour chaque date. On a ensuite enregistré la valeur maximum de cyanure libre ainsi produite. On a répété cette procédure 10 000 fois, puis on a trié les valeurs « observées maximum de cyanure libre » (VEE_{Max}) en ordre ascendant. Les VCT pour chaque organisme aquatique ont ensuite été comparées à ces distributions générées au hasard et on a ainsi établi la probabilité qu'une exposition donnée sera égale ou supérieure à la VCT. On a effectué la procédure deux fois, la première avec les données calculées pour l'ensemble du Canada, et la deuxième, avec celles des régions dont l'utilisation est la plus forte, soit le corridor Québec-Windsor.

Comme on disposait de données détaillées sur l'utilisation du sel de voirie par plusieurs municipalités canadiennes, on a répété la procédure ci-dessus avec les données de trois municipalités choisies pour représenter le taux d'utilisation municipale le plus élevé, moyen et le plus faible. Ces municipalités sont La Tuque, au Québec, Newmarket, en Ontario et White River, en Ontario. On présente un bref résumé des résultats plus bas. Le document complémentaire, intitulé *Effects of Sodium Ferrocyanide Derived for Road Salting on the Ecosystem* (Letts, 2000), présente les résultats complets.

Conclusions et résultats de l'évaluation de niveau 3

Micro-organismes aquatiques : Après analyse, il semble que *Pseudomonas putida* subirait des effets nocifs dans 100 % des expositions théoriques. Toutefois, d'autres micro-organismes pour lesquels on dispose de données ne sont pas aussi sensibles au cyanure. Dans la municipalité au taux d'utilisation le plus élevé, on s'attend à ce que *Microregma heterostoma* subisse des effets nuisibles dans 60 % des cas. Toutefois, le taux d'utilisation de cette municipalité est le double ou plus des 90 municipalités canadiennes ayant le plus fort taux d'utilisation, sauf pour les deux municipalités suivantes . On n'indique aucun effet nocif pour les cinq autres micro-organismes aquatiques étudiés. On peut considérer que, dans la plupart des cas, le ferrocyanure dans le sel de voirie ne pose pas de risque significatif pour cette catégorie de biote.

Plantes aquatiques : Les résultats démontrent que seule *Scenedesmus quadricauda* subirait des effets nocifs dans 16 à 28 % des expositions possibles, avec une valeur de l'ordre de 82 % dans la municipalité ayant le taux d'utilisation le plus élevé. Ces valeurs indiquent donc que le niveau de risque est faible pour la plupart des plantes aquatiques dans la plupart des lieux et des périodes, bien que des effets modérés soient possibles à certains moments pour certaines espèces sensibles.

Invertébrés aquatiques : C. asperrimus pourrait subir des effets nocifs à 34 % des expositions en avril dans le corridor Québec-Windsor. La probabilité de répercussions négatives

tombe à 25 % des cas pour tous les autres lieux et dates. Comme on s'y attendait, le risque est plus grand dans les municipalités dont le taux d'utilisation est plus élevé. Aucun autre organisme ne risquerait de subir d'effets négatifs supérieurs à 3,5 % des niveaux d'exposition. Les effets nocifs pour ce groupe sont limités dans le temps et l'espace. En général, on considère que les membres de ce groupe ne courent pas de risque sérieux même si des expositions significatives peuvent se produire pour certaines espèces sensibles.

Vertébrés aquatiques : Ce sont les vertébrés aquatiques qui ont le potentiel le plus élevé d'exposition significative. Les données toxicologiques pour *Lepomis macrochirus*, *Oncorhynchus mykiss* et *P. promelas* ont été calculées pour des conditions de 57, 20 et 256 jours d'exposition. Les résultats pour *Oncorhynchus kisutch* proviennent d'une étude qui rapportait une déficience de la nage après exposition de deux heures à 10 µg de cyanure libre/L. D'autres études rapportent une CL_{50} sur 96 heures pour la truite arc-en-ciel de 17 µg/L (Higgs, 1992), de 27µg/L (Smith *et al.*, 1979) et de 28 µg/L (Kovacs, 1979; Kovacs et Leduc, 1982). La probabilité que se produise des concentrations égales ou supérieures à celles-ci est de 52,6%, 26,8% et 25,2% pour janvier, et de 67,2%, 36,2% et 33,8% pour avril dans les endroits du corridor Québec-Windsor. C'est là la région ayant les plus fortes concentrations décrite par les deux sources de données les plus complètes.

Dans l'environnement, le cyanure libre se dissiperait rapidement par rapport à la durée de l'exposition expérimentale de toxicité. Pour évaluer le risque, on doit aussi tenir compte de l'endroit de l'exposition possible. On s'attend à ce que les niveaux d'exposition estimés ici ne se produisent que dans les fossés et les ruisseaux le long des routes. Ainsi, les vertébrés aquatiques pourraient être exposés à des risques dus à l'utilisation de ferrocyanure de sodium. Toutefois, on s'attend à ce que les risques significatifs soient localisés dans le temps et dans l'espace, et qu'ils soient temporaires.

3.7.5 Conclusion proposée pour les ferrocyanures

Les évaluations de niveaux 1 et 2 révèlent qu'aux taux actuels d'utilisation du sel de voirie, le potentiel d'effets nocifs sur le biote aquatique est limité. L'évaluation de niveau 3 indique pour sa part que l'utilisation du ferrocyanure de sodium peut avoir des conséquences négatives limitées sur les micro-organismes, les plantes et les invertébrés aquatiques. Toutefois, l'évaluation de niveau 3 signale aussi qu'il existe des incidents d'exposition pouvant avoir des effets nocifs sur les vertébrés les plus sensibles. Le risque potentiel est atténué par la durée limitée et par le caractère localisé de l'exposition.

3.8 Conclusions proposées

LCPE 1999, 64(*a*) et 64(*b*): À la lumière des données disponibles, on propose que les sels de voirie pénètrent dans l'environnement en une quantité ou une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique, et qu'elle constitue un danger pour l'environnement essentiel pour la vie. En

conséquence, on propose que les sels de voirie soient considérés comme « toxiques » au sens des articles 64(*a*) et 64(*b*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999).

Conclusion globale proposée : Selon l'évaluation critique des données pertinentes, on propose que les sels de voirie soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

3.9 Considérations pour le suivi (mesures à prendre)

Le recours aux fondants est une composante importante des stratégies visant à maintenir les routes ouvertes et sûres durant l'hiver et à réduire les accidents routiers, les blessures et la mortalité pendant les tempêtes de neige et de verglas. La Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (LSIP) reconnaît ces avantages dans sa recommandation d'évaluer leurs effets potentiels sur les organismes de l'environnement. Toute mesure élaborée à la suite de la présente évaluation devra être fondée sur l'optimisation des pratiques d'entretien des routes en hiver afin de ne pas compromettre la sécurité routière tout en minimisant les effets nocifs possibles sur les organismes de l'environnement. Toute mesure prise pour diminuer les effets sur les organismes de l'environnement réduira probablement aussi la contamination des sources souterraines d'eau potable, ce qui est assurément désirable.

Les gestionnaires devraient se concentrer sur les principales préoccupations que l'évaluation a mises en lumière :

Entrepôts de sel : Les principales préoccupations sont liées à la contamination des eaux souterraines dans les entrepôts de sel qui, à leur tour, peuvent être associées aux problèmes de qualité des eaux souterraines, aux rejets dans les eaux de surface et aux effets sur le biote aquatique; de plus, le ruissellement peut causer des effets directs sur les eaux de surface et la végétation. Selon les sondages et les recensions, les pertes de sel dans les entrepôts de sel proviennent des piles d'entreposage — les piles de sel et les piles d'abrasifs auxquels on a ajouté du sel — et se produisent pendant la manutention du sel, soit pour l'entreposage, soit pour le chargement des camions. On devrait donc considérer prendre des mesures pour que l'entreposage du sel et des abrasifs soit fait de manière à minimiser les pertes dues aux intempéries ou au transfert et pour mieux gérer les eaux de pluie et de lavage des véhicules.

Épandage sur les routes : Les principales préoccupations environnementales sont liées aux régions a forte utilisation de sel et à forte densité routière. Les régions du sud de l'Ontario et du Québec et les Maritimes ont le taux d'épandage le plus élevé, *per regio*, et, donc, le plus fort potentiel de contamination des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines par les ions chlorure. Mais les régions urbaines d'autres parties du pays où de grandes quantités de sel sont épandues sont elles aussi une source de préoccupations. Dans les régions rurales, les eaux de surface qui reçoivent les eaux de drainage des routes sont aussi susceptibles d'être contaminées.

En conséquence, on devrait considérer prendre des mesures en vue de réduire le recours global aux chlorures tout en garantissant le maintien de la sécurité routière.

Élimination de la neige : Les principales préoccupations environnementales sont liées à l'infiltration éventuelle de l'eau de la fonte des neiges dans les eaux de surface, dans les sols et dans les eaux souterraines dans les lieux d'entreposage de la neige. Des mesures devraient être considérées pour minimiser la percolation dans le sol et les eaux souterraines et le rejet direct dans les eaux de surface. Dans le cas des rejets dans les eaux de surface par le biais de réseaux d'égouts pluviaux, des mesures devraient être considérées pour s'assurer que ces eaux sont suffisamment diluées avant d'être rejetées.

Ferrocyanures : L'évaluation révèle la possibilité d'une exposition nocive pour les vertébrés aquatiques les plus sensibles dans les régions à très forte utilisation de sels de voirie. On pourrait réduire les risques en diminuant le recours total au sel ou en diminuant la teneur des formules de sels de voirie en ferrocyanures. Toute réduction de l'utilisation totale des sels de voirie entraînerait une réduction équivalente des rejets de ferrocyanures.

4.0 RÉFÉRENCES

AGRA, 1995. *Phase 1 of Groundwater Flow and Contaminant Assesment, Heffley Creek, British Columbia*, Rapport préparé pour le BC-MoTH.

Alberta Infrastructure. (2000). *Draft Phase 3 Environmental Site Assessments for the Worsley Satellite Yard, Obed Satellite Yard, and 25th Baseline Satellite Yard.* Préparé par Green Plan Limited (Edmonton, Alberta) pour la Alberta Infrastructure, Civil Projects Branch (Edmonton, Alberta).

Allen, J., et G.A. Strobel. 1966, The assimilation of $H^{14}CN$ by a variety of fungi. *Can J. Microbiol. (Canada) 12*: 414-416. (cited in Towill *et al.* 1978).

American Cyanamid Company. 1953. *The Chemistry of the Ferrocyanides*, The Beacon Press, Inc., New York, NY.

APHA . 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Assn., Washington, D.C. 19th Edition, Method 4500-CN^-.

Arp, P. *et al.* (2000) *Comprehensive studies on salt pathways downstream from the Fredericton's Municipal Salt Depot*. Department of Forestry Paper, Université du Nouveau-Brunswick, Moncton, Nouveau-Brunswick.

Baeten, L.A. et F.J. Dein. 1996. Salt toxicosis in wild birds. *Am. Assoc. Vet. Annu. Proc*:296-297.

Baker, K.D. 1965. An observation of bird mortality on highways. *The Blue Jay 23*:79-80.

Ballantyne, B. 1987. Clinical and experimental toxicology of cyanides. In: *Clinical and Experimental Toxicology of Cyanides*. B Ballantyne and T.C. Marrs (eds.). John Wright, Bristol, England. Pp. 41-126.

Barica, J. 1978. Variability in ionic composition and phytoplankton biomass of saline eutrophic lakes within a small geographic area. *Arch. Hydrobiol. 81*:304-326.

Barrick, W.E. et H. Davidson. 1980. Deicing salt spray injury in Norway maple as influenced by temperature and humidity treatments. *HortSci. 15(2)*:203-205.

BC-MoTH. 1993. Groundwater contamination study: Heffley Creek Pit, Thompson-Okanagan Region. Rapport préparé par R. Buchanan, Ministry of Transportation and Higways de la Colombie-Britannique, Geotechnical and Materials Engineering, Victoria, Colombie-Britannique.

Beck, P., Kok, S., et W.J. Snodgrass. 1994. *Technology Assessment and Evaluation of Cost - Effectiveness of desalination technologies for remediating Washwater streams.* Rapport pour le Ministère du transportation de l'Ontario.

Bedunah, D., et M. J. Trlica, 1979. Sodium chloride effects on carbon dioxide exchange rates and other plant and soil variables of ponderosa pine. *Can. J. For. Res. 9*: 349-353.

Beeton, A.M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. *Limnol. Oceanogr. 10*:240-254.

Benkman, C.W. 1998. Communication personelle, New Mexico University, Las Cruces, New Mexico.

Bennett, A.F. 1991. *Roads, roadsides and wildlife conservation : a review. Nature Conservation 2: The role of corridors* ed. by D.A. Saunders et R.J. Hobbs, Surrey Beatty and sons, pp. 99-118.

Bennetts, R.E. et R.L. Hutto. 1985. Attraction of social fringillids to mineral salts: an experimental study. *J. Field Ornithol. 56(2)*: 187-189.

Berckerson, D.W., N.P. Cain, G. Hofstra, D.P. Ormrod et P.A. Campbell. 1980. A Guide to: Plant Sensitivity to Environmental Stress. *Landscape Arch.* Mai 1980 P. 299-303.

Bertram, B.M. 1997. Sodium chloride. In Kirk-Othmer *Encyclopedia of Chemical Technology* / executive editor, Jacqueline I Kroschwitz; editor, Mary Howe-Grant. 4th Edition. Volume 22. New York; Toronto : John Wiley & Sons. page 371.

Bilodeau, S. (1999). *La fondeuse à neige de Cap-Rouge, un an après son démarrage.* Vecteur Environnement, *32 (2)* : 70-73.

Birge, W. J., J. A. Black, A. G. Westerman, T. M. Short, S. B. Taylor, D. M. Bruser, et E. D. Wallingford. 1985. *Recommendations on numerical values for regulating iron and chloride concentrations for the purpose of protecting warmwater species of aquatic life in the commonwealth of Kentucky.* Memorandum of Agreement No. 5429. Kentucky Natural Resources and Environmental Protection Cabinet.

Blinn, D.W., M. Hurley et L. Brokaw. 1981. The effects of saline seeps and restricted light upon the seasonal dynamics of phytoplankton communities within a southwestern (UAS) desert canyon stream. *Archiv. für Hydrobiol. 92*:287-305.

Bourbonniere, R.A. National Water Research Institute, Burlington, Ontario (données inédites).

Bowen, G.S. et M.J.Hinton, 1998. The temporal and spatial impacts of road salt on streams draining the Greater Toronto Area. In: *Groundwater in a Watershed Context Proceedings*, Burlington, Ontario, p. 303-309.

Bradford, Wes. 1988. *A plan to reduce wildlife mortality on transportation corridors in Jasper National Park.*

Bresler E., B.L. McNeil et D.L. Carter. 1982. *Saline and sodic soils.* Advanced Series in Agriculture Sciences 10. Springer Berlin. 236 p.

British Columbia Ministry of the Environment. Vancouver, B.C.(cité dans Higgs 1992).

Broderius, S.J. 1973a, *Determination of molecular hydrocyanic acid in water and studies of the chemistry and toxicity to fish of metal cyanide complexes.* Ph.D. résumé de thèse.

Broderius, S.J. 1973b. *Determination of molecular hydrocyanic acid in water and studies of the chemistry and toxicity to fish of metal cyanide complexes.* thèse de Ph.D., Oregon State University, Convallis. (cité dans Doudoroff 1976, US EPA 1985a).

Broderius, S.J., et L. L. Smith, Jr. 1980. *Direct photolysis of hexacyanoferrate complexes proposed applications to the aquatic environment*. Ecol. Res. Ser. Environmental Protection Agency technical report. U.S. EPA, Duluth, MN (EPA-600/3-80-003).

Brownlee, L. et P. Mineau. (2000). *Risk characterization for wildlife.* Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie de la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE, Mai 2000. Environnement Canada, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa, Ontario.

Bubeck, R.C., Diment, W.H., Deck, B.L., Baldwin, A.L., et Lipton, S.D. 1971. *Runoff of de-icing salt: effect on Irodenquoit Bay*, Rochester, New York. *Science*, *172*:1128-1132.

Bubeck, R.C., Staubitz, W.W., Weidemann, A.D. et Spittal, L.P. 1995. *Physical and chemical limnology of Ides Cove near Rochester*, New York, 1970-1982. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 92-4052. 44p.

Butler, B.J. et J. Addison. (2000). Biological effects of road salts on soils. Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie de la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE, Mai 2000. Environnement Canada, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa, Ontario.

Button, E. F. et D. E. Peaslee. 1966. The effect of rock salt upon roadside sugar maples in Connecticut. *Highway Res. Record 161*:121-131.

Cain, N.P., B. Hale, E. Berkelaar et D. Morin. (2000). *Critical review of effects of NaCl and other road salts on terrestrial vegetation in Canada.* Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie de la Liste des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE, Mai 2000. Environnement Canada, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa, Ontario.

Camp, M. et L.B. Best, 1993. Nest Density and Nesting Success of Birds in Roadsides Adjacent to Rowcrop Fields. *Am. Midl. Nat. 131*: 347-358

Camp, M. et L.B. Best, 1993b. Bird abundance and species richness in roadsides adjacent to Iowa rowcrop fields. *Wildl. Soc. Bull. 21*: 315-325

Canadian Salt Company Limited. 1991. *Windsor salt, Safe-T-Coarse - Highway.* PDS VIII-3 5/91. 775 boul. St-Jean, Suite 700, Point Claire, Quebec.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1991. *Canadian Water Quality Guidelines*. Environnement Canada, Ottawa.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1997. *Recommended Canadian Soil Quality Guidelines*. Winnipeg. ISBN 1-895-925-92-4.

CCREM. 1987. *Canadian Water Quality Guidelines*, Préparé par le Groupe de travail sur les normes de qualité de l'eau pour le Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, Ottawa Canada.

CFI (Canadian Fertilizer Institue). 1997. *Report on KCl in potash mine tailings used for salting roads*. Communication personnelle de J. Farrell, Manager, Technical Affairs, CFI à R. Chénier, CED, Environnement Canada.

Champagne, D. M. 1978. Impact of highway de-icing salts on rural stream water quality. *Transportation Research Record 647*: 47-51.

Chapra, S.C. 1997. *Surface water-quality modeling*. McGraw-Hill Companies, Inc. U.S.A.

Chatwin, T. D. 1989. *Cyanide attenuation/degradation in soil (final report)*. Resource recovery and conservation company. R^2C^2. Salt lake City, Utah.

Chatwin, T.D.. 1990. *Cyanide attenuation/degradation in soil (Appendix)*. Resource recovery and conservation company. R^2C^2. Salt lake City, Utah.

Cheminfo. 1999. *Socio-economic background and options study on the salt industry*. Rapport préparé par Cheminfo (Toronto, Ontario) pour Environnement Canada, Regulatory and Assesment Branch (Hull, Québec).

Chenevier, C. (1997). *Synthèse des données physico-chimiques sur les neiges usées au Québec et leurs impacts environnementaux*. M.Sc.A., Département des génies civile, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.

Cherkauer, D. S. et N. A. Ostenso. 1976. The effect of salt on small artificial lakes. *Water Res. Bull. 12(6)*: 1259-1266.

Chien, C.-T., Maundu, J., Cavaness, J., Dandurand, L.-M. et Orser, C.S. 1992. Characterization of salt-tolerant and salt-sensitive mutants of *Rhizobium leguminosarum* biovar *viviae* strain C1204b. *FEMS Microbiol. Lett. 90*:135-140.

Chong, C. et G.P. Lumis. 1990. Reduction of salt build-up and twig injury in roadside peach trees with film-forming sprays. *Transportation Research Record. 1279*:45-53.

CIS (Camford Information Services). 1994. *Sodium chloride*. CPI Product Profiles. Camford Information Services, Don Mills, Ontario. 3 pp.

CIS (Camford Information Services). 1996. *Calcium chloride*. CPI Product Profiles. Camford Information Services, Don Mills, Ontario. 3 pp.

Clark, M.J.R., H. Hanssen, G. Van Aggelen et S. Horvath. 1984. Acute toxicity of iron cyanide species to rainbow trout and to *Daphnia magna* under exposure to different light intensities. In: *Proceedings, 11th Annual Aquatic toxicity Workshop*. British Columbia Ministry of the Environment. Vancouver , B.C.(cité dans Higgs 1992).

Cordukes, A. J. et W. E. Maclean. 1973. Tolerance of some turfgrass species to different concentrations of salt in soils. *Can. J. of Plant Science 53*:69-73.

Couture, P. (1997). *La gestion des neiges usées : Dilemmes et contradictions.* Vecteur Environnement, 30 (6) : 18-20.

Cowgill, U. M. et D. P. Milazzo. 1990. The sensitivity of two cladocerans to water quality variables: salinity and hardness. *Arch. Hydrobiol. 120(2)*: 185-196.

Crowther, R. A. et H. B. N. Hynes. 1977. The effect of road de-icing salt on the drift of stream benthos. *Environ Pollut. 14*: 113-126.

Cushman, J.R., V.A. Duff, G.H. Buteau, L.B. Aust, N. Caldwell et W. Lazer. 1991. Evaluation of calcium magnesium acetate and road salt for contact hypersensitivity potential and dermal irritancy in humans. *Contact Dermatitis 24*: 289-292.

Davis, G., S. Krannitz et M. Goldstein. 1992. *Phase II: A reconnaissance study of roadside tree injury and decline at 17 sites in interior British Columbia for the Roadside Tree Injury Committee*. British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks. Victoria, BC. 98 pp et annexes..

Dawson, W.R., V.H. Shoemaker, H.B. Tordoff et A. Borut. 1965. Observations on metabolism of sodium chloride in the red crossbill. *Auk 82*:606-623.

Delisle, C.E. 1994. *La gestion des neiges usées.* Routes et transports, 24 (4) : 20-27.

Delisle, C.E. et A. Leduc (1987). *Évolution dans le temps et dans l'espace de la qualité de la neige usée et de l'eau de ruissellement de pluie du territoire de la Ville de Montréal.* Centre de développement technologique de l'École Polytechnique de Montréal. Rapport final P981, 155 p. + annexes.

Delisle, C.E. et L. Dériger. 2000. *Ébauche. Caractérisation et élimination des neiges usées : impacts sur l'environnement*. Rapport présenté à Environnement Canada, Protection de l'environnement, Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Groupe-ressource sur les sels de déglaçage (ERG).

Delisle, C.E., C. Chenevier et P. André. 1997. Synthèse des données physico-chimiques sur les neiges usées au Québec et leurs répercussions environnementales. *Vecteur Environnement 30 (6)*: 33-44.

Delisle, C.E., J.-F. Paradis, et P. André. 1995. The Montreal, Quebec experience in used snow disposal and treatment. Proceedings of the 35th Annual Meeting of the Canadian Society of Environmental Biologists *in Ecological Reclamations in Canada at Century's turn, 10-18.*

Demers, C. L. 1992. Effects of road de-icing salt on aquatic invertebrates in four Adirondack streams. Pages 245-252 in F. M. D'Itri, ed. *Chemical De-icers and the Environment*. Lewis Publishers, Florida.

Demers, C.L. et Sage, R.W. Jr. 1990. Effects of road de-icing salt on chloride levels in four Adirondack streams. *Wat. Air Soil Pollut. 49*:369-373.

Deschamps, G. et P.G. Cegka. 1997. *Évolution des contaminants toxiques dans les eaux uées à la station d'épuration de la CUM, 1995 et 1996*. Communauté urbaine de Montréal. 41 pp.

Dickman, M. D. et M. B. Gochnauer. 1978. Impact of sodium chloride on the microbiota of a small stream. *Environ. Pollut. 17*: 109-126.

Dirr, M.A. 1976. Selection of trees for tolerance to salt injury. *J. Arboriculture 2(11)*:209-216.

Dixit, S. S., J. P. Smol, D. F. Charles, R. M. Hughes, S. G. Paulsen et G. B. Collins. 1999. Assessing water quality changes in the lakes of the northeastern United States using sediment diatoms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56*: 131-152.

Dobson, H.F.H. 1967. Principal ions and dissolved oxygen in Lake Ontario. *Proc. 10^{h} Conf. on Great Lakes Res.*, pp.337-356.

Dobson, M.C. 1991. *De-icing salt damage to trees and shrubs*. Bulletin 101. Forestry Commission. Surrey. 64 pp.

Doudoroff, P. 1966. Some experiments on the toxicity of complex cyanides to fish. *Sewage and Industrial Wastes. 28(8)*:1020.

Doudoroff, P. 1976. *Toxicity to fish of cyanides and related compounds. A Review*; U.S EPA Office of Research and Development environmental research laboratory. Duluth MN 55804; EPA-600/3-76-038.

Doudoroff, P. 1980. *A critical review of recent literature on the toxicity of cyanides to fish.* American Petroleum Institute, Washington, D.C.

Drake, L. et B. Kirchner, 1987. Protecting Remnant Natural Communities Along Rural Roadsides. *Natural Areas Journal, Vol. 7, No. 2*, p. 79-80.

Dubey, S. K. et D. S. Holmes. 1995. Biological cyanide destruction mediated by microorganisms *World J. of Microbiology and Biotechnology. 11*:257

Dvorak, P. M. Gunther, U. Zorn et A. Catsch. 1971. Metabolisches verhalten von kolloidalem ferrihexacyanoferrat(II). *Naunyn-Schmiedebergs Arch. Pharmak. 269*:48-56. (cité dans Shifrin *et al.*1995).

Eaton, L.J., J. Hoyle et A. King. Sans date. *The impact of road salt on lowbush blueberries*. Nova Scotia Agricultural College and Nova Scotia Dept. of Agriculture and Marketing, Truro, N.-É.. Rapport inédit.

Effenberger, E. 1964. Verunreinigunen eines Grundwasser durch Cyanide. *Arch. Hyg. Bakteriol. 148(4-5)*:271-278, Munich. (cité dans Chatwin 1990).

Eisler, R., 1991, Cyanide hazards to fish, wildlife, and invertebrates: A synoptic review. *FWS Biological Report, 85*(1.23), NTIS No. PB94-120144.

Environnement Canada. 1995a. Toxicity testing of national contaminated Sites remediation program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites. Guidelines Division, Evaluation and Interpretation Branch, Ecosystem Conservation Service. Inédit.

Environnement Canada. 1995b. Toxicity testing of national contaminated Sites remediation program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites. Retesting volatile substances. Guidelines Division, Evaluation and Interpretation Branch, Ecosystem Conservation Service. Inédit.

Environnement Canada. 1997a. *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Guide version 1.0 - mars 1997*. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull, Québec (Publications sur la protection de l'environnement EPS/2/CC/3E).

Environnement Canada. 1997b. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Problem formulation for the environmental assessment of the priority substance road salts.* Gouvernement du Canada.

Evans, M. et C. Frick. 2000. *The effects of road salts in stream, lake and wetland ecosystems. Draft*. National Waters Research Institute. Saskatoon, Saskatchewan.

Eyles, N, et K.W.F. Howard (1988). Urban landsliding caused by heavy rains: geochemical identification of recharge waters along the Scarborough Bluffs, Toronto, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal, v.25*, pp.455-466.

Faber, J.H. et H.A. Verhoef. 1991. Functional diffrences between closely-related soil arthropods with respect to decomposition processes in the presence or absence of pine roots. *Soil Bio. Biochem. 23*:15-23.

Fallon, R. D., D. A. Cooper, R. Speece, et M. Henson. 1991. Anaerobic biodegradation of cyanide under methanogenic conditions. *Applied and Environmental Microbiology. 57(6)*:1656-1662.

Ferguson, K.D. 1985. *The photolysis of iron-cyanide in a stream receiving effluent from a gold cyanidation mill*. Rapport inédit, Environnement Canada, Service de protection de l'environment, Région du Pacifique.

Feth, J.H., Robertson, C.E. et Polzer, W.L. 1964. *U.S. Geological Survey, Water Supply Papers*, No. 15351, Washington, DC

Foster, H.D. 1993. Road de-icing salt and cancer: the need for further study. *J. Natl. Cancer Institute 85(19)*: 1603-1605.

Franson, J.C., L. Sileo et W.J. Flemming. 1981. Iatrogenic salt poisoning in captive sandhill cranes. *J. Am. Vet. Med. Assoc. 179(11)*:1211-1213.

Fraser, D. et E.R. Thomas. 1982. Moose-vehicle accidents in Ontario: Relation to highway salt. *Wildl. Soc. Bull. 10(3)*:261-265.

Fredrickson, J.K., Bolton Jr., H. et Stotzky, G. 1992. Methods for evaluating the effects of microorganisms on biogeochemical cycling. In Levin, M.A., Seidler, R.J. and Rogul, M. (eds.). *Microbial Ecology, Principles, Methods, and Applications*. McGraw-Hill, Inc., New York. pp. 579-623.

Free, B. M. et G. G. Mulamoottil. 1983. The limnology of Lake Wabukayne, a storm-water impoundment. *Water Res. Bull. 19*: 821-827.

Freedman, B., Kerekes, J. Howell, G. 1989. Patterns of water chemistry among twenty-seven oligotrophic lakes in Kejimkujik National Park, Nova Scotia. *Wat. Air, Soil Pollut. 46*:119-130.

Fuller, W.H.. 1984. Cyanides in the environment with particular attention to soil. Pp. 19-46. *In* D. Van Zyl (ed.), *Cyanide and the Environment, vol. 1. Geochemical Engineering Program,* Colorado State University, Fort Collins.

Garrels, R.M. et Mackenzie F.T. 1967. *Equilibrium Concepts in Natural Water Systems.* Advances in Chemistry Series, No. 67, American Chemical Society, Washington, DC

Geber, R.E. et K.W.F. Howard (1997). Ground-water to the Oak Ridges Moraine. In N. Eyles edited, *Environmental Geology of Urban Areas*, Geological Association of Canada, pp. 173-192.

Gélinas, P. et J. Locat. 1988. *Effets des sels déglaçants sur la qualité de l'eau de l'aquifère de Trois-Rivières Ouest*. Ministère des transports du Québec. (Rapport n° RTQ-87-05)

Gionfriddo, J.P. et L.B. Best. 1995. Grit use by house sparrows: effects of diet and grit size. *The Condor 97*:57-67.

Godbout, P. 1996. *Chute à neige à l'égout motorisée et asservie - Une innovation québécoise unique en Amérique du Nord.* Les consultants BGH -Planning Inc. Symposium Hôtel Le Méridien du 19 au 21 novembre 1996. 27 p.

Goldman, C.R. et A. J. Horne. 1983. *Limnol*. McGraw-Hill, Inc., Toronto, Ontario.

Gooding, D. et A.J. Bodnarchuck. 1994. *Field trials of prewetting salt ans sand with $MgCl_2$ et $CaCl_2$ brines: Efficiency and effects.* Highway Environmental Branch, Ministry of Transportation and Highways, British Columbia. 7 pp. (MoTH-ENV-94-01).

Gouvernement du Québec (1991b). *Guide pour l'aménagement des lieux d'élimination des neiges usées*. Ministère de l'Environnement du Québec, 95 p.

Gouvernement du Québec (1997). *Gestion des neiges usées, Guide pour l'aménagement des lieux d'élimination de neige et mise en œuvre du règlement sur les lieux d'élimination de neige.* Ministère de l'Environnement du Québec, 56 p.

Hammer, U.T. 1977. The effects of alkali halides on fish and other aquatic fauna. In: *The Effects of Alkali Halides in Canadian Environment.* National Research Council Canada, Publication No. 15019 of the Environmental Secretariat p. 99-115.

Hammer, U.T. 1984. The Saline Lakes of Canada. In *Lakes and Reservoirs*, F.B. Taub (Ed.), 521-540.

Hammer, U.T. 1986. Saline lake resources of the Canadian Prairies. *Revue Canadienne des Ressources en Eau.* 11(1):43-57.

Hanes, R.E., L.W. Zelazny, K.G. Verghese, R.P. Bossart, E.W. Carson, Jr., R.E. Blaser et D.D. Wolf. 1976. *Effects of de-icing salts on plant biota and soil.* Transportation Research Board. National Co-operative Highway Research Program Report 170. 92 pp.

Harrington, J.A. et T. Meikle. 1992. Road salt effects on the germination of eight select prairie species. *Proc. 13th North American Prairie Conference*, Windsor, ON.

Hart, W.C.. 1985. Effects on the chemistry of water supply lakes due to chloride inputs. Centre for Water Resources Research, Tech. Univ. N.S., Halifax, Nouvelle-Écosse. 16 pp. In: Nova Scotia Department of the environment (1989). *The Environmental implications of road salting in Nova Scotia.* 40 pp. (Publication conjointe avec le Nova Scotia Department of Transportation and Communication). [inédit]

Hart, W.C.. 1988. Chloride measured in the vicinity of Second Chain Lake, 1987-1988. Centre for Water Resources Research, Tech. Univ. N.S., Halifax, Nouvelle-Écosse. 16 pp. In: R.H. Hawkins et J.H. Judd. 1972. Water pollution as affected by street salting. *Water Res. Bull. 8*:1246-1252.

Hawkins, R. H. et J. H. Judd. 1972. Water pollution as affected by street salting. *Water Res. Bull. 8*: 1246-1252.

Henny, C.J., Hallock, R.J., et Hill, E.F. 1994. Cyanide and migratory birds at gold mines in Nevada, USA. *Ecotoxicology. 3*:45-58.

Higgs, T.W. 1992. *Technical guide for the environmental management of cyanide in mining.* British Columbia technical and research committee on reclamation - Cyanide Subcommittee, T.W. Higgs Associates LTD.

Hofstra, G. et D. W. Smith. 1984. The effects of road de-icing salt on the levels of ions in roadside soils in southern Ontario. *J. of Env. Management. 19*:261-271.

Howard, K. W. F., et P. J. Beck. 1993. Hydrogeochemical implications of groundwater contamination by road de-icing chemicals. *J. Contam. Hydrology 12*:245-268.

Howard, K.W.F. et J. Haynes. 1993. Groundwater contamination due to road de-icing chemicals – salt balance implications. *Geoscience Canada, v.20*, no.1, pp. 1-8.

Howard, K.W.F., J.I. Boyce, S.J. Livingstone et S.L. Salvatori. 1993. Road salt impacts on ground-water quality - the worst is still to come. *GSA Today*. Vol. 3, N° 12. p. 301-321.

Howard, P.H., R.S. Boethling, W.F. Jarvis, W.M. Meylan, et E.M. Michalenko. 1991. *Handbook of environmental degradation rates*, Lewis Publishers, New York, N.Y. Pp. 132-133.

Howell, J. et R.C. Gumbrell. 1992. Salt Poisoning in broiler chickens. *N.Z. Vet. J. 40*:85.

Hsu, M.. 1984. *Anticaking agents in de-icing salt*. Maine department of transportation. Materials and research division technical paper. Pp.84-4.

Humphries, D.J. 1978. A review of recent trends in animal poisoning. *Br. Vet. J. 134*:128-141.

INTERA Consultants. 1996. *Application guidelines for intallation of oil/water separators at existing MTO patrol yards*. Rapport soumis au ministère du transport de l'Ontario, Environemental Office, Toronto, Ontario.

Jeffries, D.S. 1997. 1997 *Canadian Acid Rain Assessment, Volume three. Aquatic Effects. Canadian Acid Rain Assessment, Volume three. Aquatic Effects* Environnement Canada.

Johnson, G.D. et Krauss, P.B. 1991. *Tributary contaminant inputs to the St. Clair and Detroit Rivers and Lake St. Clair 1984-1985*. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Water Resources Branch.

Johnston, C.T., R.C. Sydor et C.L.S. Bourne. 2000. *Draft. Impact of winter road salting on the hydrogeologic environement — an overview*. Stantec Consulting Ltd., Kitchener, Ontario.

Jolicoeur, H. et M. Crete. 1994. Failure to reduce moose-vehicle accidents after a partial drainage of roadside salt pools in Quebec. *Alces 30*:81-89.

Jones, P.H., B.A. Jeffery, P.M. Watler et H. Hutchon. 1992. Environmental impact of road salting In *Chemical De-icers and the Environment*, F.M. D'Itri (ed.), Lewis Publishers

Kaplan, D.L., R. Hartenstein, E.F. Heuhauser et M.R. Malecki. 1980. Physicochemical requirements in the environment of the earthworm (*Eisenia Foetida*). *Soil Biol. Biochem. 12*:347-352

Kelly, D., J. Underwood et J. Hansen. 1976. Influence of highway deicing salts upon water quality in Chocolate Lake, Halifax, Nova Scotia. NovaScotia Department of the Environement, Halifax, Nova Scotia. 118 pp. (In Nova Scotia Department of the Environement, 1989).

Kerekes, J. et Freedman 1989. Seasonal variation of water chemistry in oligotrophic streams and rivers in Kejimkujik National Park, NS. *Wat. Air, Soil Pollut. 46(1-4)*:131-144

Kerekes, J.J. 1974. Limnological conditions in five small oligotrophic lakes in Terra Nova National Park, Newfoundland. *J. Fich. Res. Board Can. 31*:555-583.

Kersey, K. 1981. *Laboratory and field studies on the effects of road de-icing salt on stream invertebrates SIC-9*. R. J. Mackay, ed. University of Toronto, Toronto.

Khanna, C., H.J. Boermans et B. Wilcock. 1997. Fatal Hypernatremia in a dog from salt ingestion. *J. Am. Anim. Hosp. Assoc. 33*:113-7.

Klaassen, Curtis, D. (Ed.). 1996. *Casarett and Doull's toxicology. The basic science of poisons*. Fifth Ed. McGraw-Hill, New York, N.Y.

Knowles, C.J. 1976. Microorganisms and cyanide. *Bacteriol. Rev. 40*:652-680.

Knowles, C.J., et A.W. Bunch. 1986. Microbial cyanide metabolism, *Advances in Microbial Physiology. 27*:73-111.

Kovacs, T.G. 1979. *The effects of temperatures ont the toxicity of cyanide to rainbow trout: I, Acute effects. II, Chronic effects.* M. Sc. thèse, Concordia University, Montréal, Québec. 69 pp. [cité dans Leduc *et al.*, 1982].

Kovacs, T.G. et G. Leduc. 1982. Sublethal toxicity of cyanide to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at diferent temperatures. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39*:1389-1395.

Kramer, J.R. 1964. Theoretical model for the chemical composition of fresh water with application to the Great Lakes. *Proc. 7th Conf. Great Lakes Res.*: 147-160. Pub. No. 11, Great Lakes Res. Div., Univ. of Michigan.

Kszos, L. A., J. D. Winter, et T. A. Storch. 1990. Toxicity of Chautauqua Lake bridge runoff to young-of-the-year sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol. 45*: 923-930.

Kushner, D.J., 1993. Microbial life in extreme environments. *In*: Ford, T.E. (ed.), *Aquatic microbiology. An Ecological Approach.* Blackwell Scientific Publications, Boston, Massachussetts. pp. 383-407

Labadia, C.F. et J.M. Buttle. 1996. Road salt accumulation in highway snow banks and transport though the unsaturated zone of the Oak Ridges Moraine, southern Ontario. *Hydrological Processes, 10*:1575-1589.

Leduc, G. 1984. Cyanides in water: toxicological significance. In: *Aquatic toxicology*, Vol. 2. L. J. Weber, ed. Raven Press, New York. Pp153-224.

Leduc, G., R.C. Pierce, et I.R. McCracken. 1982. *The effects of cyanides on aquatic organisms with emphasis on freshwater fishes*. CNRC Canada, (NRCC No. 19246).

Lee, G., M.R. Ellersieck, F.L. Mayer et G.F. Krause. 1995. Predicting chronic lethality of chemicals to fishes from acute toxicity data: Multifactor probit analysis. *Environ. Toxicol. Chem. 14*:345-350.

Lee, K. 1985. *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use.* Academic Press, NY.

Leland, H. V., et S. V. Fend. 1998. Benthic invertebrate distributions in the San Joaquin River, California, in relation to physical and chemical factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55*: 1051-1067.

Letts, A. 1999. Communication personnelle. Morton International Inc., Chicago, Illinois.

Letts, A. D. 2000a. *Effects of sodium ferrocyanide deriver from road salting on the ecosystem.* Morton Salt. Chicago, Illinois.

Letts, A. D. 2000b. *A model to predict chloride concentrations in meltwater runoff from road salt.* [Étude inédite].

Liang, W. 1998. *Performance Monitoring of the Rouge River Stormwater Management Facility.* Ébauche du rapport SWAMP.

Lumis, G.P., G. Hofstra et R. Hall. 1977. *Salt Damage to Roadside Plants.* Ont. Ministry of Agric. and Food Factsheet. N° de commande 77-063 déc. 1977. 3 pp.

Malmqvist, P.-A. (1985). *Environmental effects of snow disposal in Sweden.* Molndalsvagen 85, S-412 85, Göteborg, Sweden. 10 p.

Martineau, D. et S. Lair. 1995. *Necropsie report 95-1893.* Canadian Cooperative Wildlife Health Centre.

Mayer, T., Marsalek, J. et Delos Reyes, E. 1996. Nutrients and metal contaminants status of urban stormwater detention ponds. *Lake and Reserv. Managem. 12 (3)*:348-368.

Mayer, T., Q. Rochfort, J. Marsalek, M Servos, A. Jurkovic, et R McKinnis. 1998. *Effects of De-icing Salts on the Chemistry and Toxicity of Highway Runoff.* National Water Institute, Burlington, Ontario

Mayer, T., W.J. Snodgrass et D. Morin. 1999. Spatial characterization of the occurrence of road salts and their environmental concentrations as chlorides in Canadian surface Waters and benthic sediments. *Water Qual. Res. J. Can. 34(4)*: 545-574.

Maynard, A.W., P.M. Chapman et S.F. Cross. 1986. *Evaluation study of the inland waters directorate database for total cyanide measurements in western Canada and the analytical methodology used to derive this database*, Environnement Canada, Regina, Saskatchewan. (Cité dans Higgs 1992).

McBean, E. et S. Al-Nassri. 1987. Migration pattern of de-icing salts from roads. *Journal of Environmental Management 25*: 231-238.

McDonald, M.G., et A.W. Harbaugh. 1988. *A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground-Water Flow Model.* US Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations, Book 6, 586 pp.

McKillop, W.B., Patterson, R.T., Delorme, L.D., et Nogrady, T. 1992. The origin, physico-chemistry and biotics of sodium chloride dominated saline waters on the western shore of Lake Winnipegosis, Manitoba. *Canadian Field Naturalist 106(4)*:454-473.

McLaughlin, D. L. et R. G. Pearson. 1981. Effectiveness of snow fence barriers in reducing salt spray injury to fruit orchards adjacent to the Queen Elizabeth Highway: 1978-1981. Phytotoxicology Section, Air Resources Branch, Ministère de l'Environment de l'Ontario, Brampton, ON.

McLeod, C.L., M.P. Borcsik et P.R. Jaffe. 1996. effect of infiltrating solutions ont the desorption of mercury from aquifer sediments. *Environ. Technol. 17*:465-475.

McNeely Eng. (1990). *Snow disposal study for the designated growth centres.* Rapport présenté à la Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton, Transportation Department.

McNeely-Tunnock Ltd. (1995). *Strategic plan for snow disposal inside the Greenbelt.* Rapport final présenté à la Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton (MROC).

MDOT (Michigan Department of Transportation). 1993. *The Use of selected De-icing Materials on Michigan Roads: Environmental and economic Impacts.* MDOT, 105 p.

ME et MT du N.-B.. (1978). *An Investigation of the Quantity and Quality of Leachate from a Highway Salt Treated Sand Pile Under Normal Operating Conditions.* Water Resources Branch – ME N.-B.

Meade, G.M. 1942. Calcium chloride-a death lure for crossbills. *Auk 59*:439-440.

Meeussen, J.C.L., M. G. Keizer, et F. A. M. DeHaan, 1992a, *Chemical Stability and Decomposition Rate of Iron Cyanide Complexes in Soil Solutions*. Environmental Science and Technology. Vol. 26:3:511-516.

Meeussen, J.C.L., M. G. Keizer, W. H. van Riemsdijk, et F. A. M. de Haan. 1992b. *Dissolution behavior of iron cyanide (prussian blue) in contaminated soils.* Environmental Science and Technology. 26(9):1832-1838.

Melis. L.A., P.I. Tones et S.M. Swanson. 1987. *Identification and evaluation of impacts resulting from the discharge of gold mining effluents.* Rapport préparé pour Environnement Canada. Projet n° MCEL-133, DSS File No. 52SS.KE145-6-095. 121 Pp. (Cité dans Higgs 1992).

Meteyer, C.U., R.R. Dubielzig, F.J. Dein, L.A. Baeten, M.K. Moore, J.R. Jehl, Jr. et K. Wesenberg. 1997. Sodium toxicity and pathology associated with exposure of waterfowl to hypersaline playa lakes of southeast New Mexico. *J. Vet. Diagn. Invest. 9*:269-280.

Miller, G.C., V. R. Hebert, et W. W. Miller. 1989. *Effect of sunlight on organic contaminants at the atmosphere-soil interface*. SSSA Special Publication No. 22. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI. 1989. Pp 99-110.

Mineau, P. et B.T. Collins. 1988. Avian mortality in agro-ecosystems 2. Methods of detection. IN M.P. Greaves, B.D. Smith et P.W. Greig-Smith [Eds.] *Field methods for the study of environmental effects of pesticides*. British Crop Protection Council. Croydon. UK pp. 13-27.

Mitsch, W.J. et Gosselink, J.G. 1986. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold Company, New York. 539 p.

Morin, D. (2000). *Environmental impacts from the spreading and storage of road salts: A review of case studies*. Rapport soumis à : Environnement Canada, Groupe-ressource sur les sels de voirie, February 2000.

Morin, D. 2000. *Environmental Impacts from the Spreading and Storage of Road salts : Case Studies*. Document complémentaire pour les sels de voirie. Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, mai 2000, 84 pages.

Morin, D. et M. Perchanok. 2000. *Road salt loading in Canada*. Document complémentaire pour les sels de voirie. Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, mai 2000, 85 pages.

Morin, D., Snodgrass W., Brown J., et Arp, P.A.. 2000. *Impacts Evaluation of Road Salt Loadings on Soils and Surface Waters*. Document complémentaire pour les sels de voirie. Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, juin 2000, 76 pages.

MTO Phase 1&2 ESAs. (1993-99). Des évaluations environnementales des sites de niveau ou 2, ou les deux, ont été faites pour les dépôts de voirie exploitées par le ministère du Transport de l'Ontario : Alexandria, Almonte, Apsley, Barriefield, Belleville Sub PY, Bloomfield, Bobcaygeon, Brighton, Calabogie, Camden East, Carlsbad Springs, Cloyne, Coboconk, Crystal Beach, Denbigh, Eganville, Erinsville, Grafton, Greely, Hawkesbury, Johnstown, Kemptville, Lansdowne, Lorneville, Madawaska, Madoc, Marysville, Morrisburg, Navan, Norwood, Pembroke, Roseneath, Sharbot Lake, Summerstown, Toledo, Tory Hill, Trenton Sub PY, Vankleek Hill, Verona, Winchester, Wolf Island, Youngs Point. Ces EES ont été préparées par : DST Consulting Engineers, Oliver Mangione McCalla & Associates, NAR Environmental Consultants, Conestoga-Rovers & Associates, et Ecoplans.

Mudder, T. 1991. Communication personnelle. (citée dans Higgs 1992).

Norenberg-King, T.L.. 1988. *An Interpolation Estimate for Chronic Toxicity: The ICp Approach*. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN., National Effluent Toxicity Assessment Center Technical Report 05-88.

Northcote, T.G. et Halsey, T.G. 1969. Seasonal changes in the limnology of some meromictic lakes in southern British Columbia. *J. Fish. Res. Board Can. 26*:1763-1787.

Northover, J. 1987. NaCl injury to dormant roadside peach trees and its effect on the incidence of infections by *Leucostoma* spp. *Phytopathology 77(6)*:835-840.

Novotny, V., D. Muehring, D.W. Smith, et R. Facey. 1997. Impact of nonpoint source snowmelt on receiving waters. Workshop #118 *Proceedings: Water Environmental Federation 70th Annual Conference*, 19 octobre.

Novotny, V., D. Muehring, D.W. Smith, et R. Facey. 1997. Impact of nonpoint source snowmelt on receiving waters. Workshop #118 *Proceedings: Water Environmental Federation 70th Annual Conference*, October 19.

NS-DTP. 1999, 2000. Communication personnelle, D. Rushton (Environmental Services, Nova Scotia Transportation and Public Works) au sujet des entrepôts de sel de Bible Hill, Saulniervielle et Oxford.

OECD Scientific Expert Group. 1989. *Curtailing Usage of De-icing Agents in Winter Maintenance*. Paris, OECD.

Oeser, R. Jr. 1977. The Crossbill (Loxia curvirostra)—Highway mortalities in the Fichtelbers area. *Beitr. Vogelkd. 23(5)*:278-280.

Oetting, R.B. et J.F. Cassell, 1971. Waterfowl nesting on interstate highway right-of-way in North Dakota. *J. Wildl. Manage., Vol. 35*, No. 4, p774-781.

Ohno, T. 1990. Levels of cyanide and NaCl in surface waters adjacent to road salt facilities. *Environmental Pollution* 67:123-132.

Ohno, T. 1990. Levels of total cyanide and NaCl in surface waters adjacent to road salt storage facilities. *Environmental Pollution, 67*: 123-132.

Ohno, T.. 1989a. *Determination of levels of free cyanide in surface and in ground waters affected by MDOT salt storage facilities*. Maine Department of Transportation Technical Services Division. Technical Report 86C:16-17.

OMEE (Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario). 1993. *A Study of Dust suppressants in Ontario, Final Report*. Préparé par CH2M Hill Engineering Ltd. pour la Wasre Management Branch, MEEO, Ontario.

Otake, T., S. Tone, I. Komasawa, et M. Kawashima. 1982. *Mechanism and kinetics of decomposition of water soluble cyanoferrates by ultraviolet radiation*. Osaka University (traduction).

Pack, S. 1993. *A review of statistical data analysis and experimental design in OECD aquatic toxicology test guidelines*. Shell Research Ltd., Sittingbourne Research Centre, Sittingborne, Kent, U.K. p42.

Parker, A. and J.D. Mather. 1979. An investigation into pollution from a deceased gasworks site near Ladybank, Fife. AERE-R 9213. Pp.19. Harwell (cited in Chatwin 1990).

Parker, A. et J.D. Mather. 1979. *An investigation into pollution from a deceased gasworks site near Ladybank, Fife.* AERE-R 9213. Pp.19. Harwell (cité dans Chatwin 1990).

Paul, E.A. et F.E. Clark. 1996. *Soil microbiology and biochemistry. 2nd ed.* Academic Press, Sans Diego, California.

Perchanok, M.S., D.G. Manning, et J.J. Armstron. 1991. *Highway De-icers: Standards, Practice, and Research in the Province of Ontario*. Research and Development Branch, Ministère du Transport.

Phippen, B.W. , Parks, D.C., Swain, L.G., Nordin, R., McKean, C.J.P., Holms, J.B., Warrington, P.D., Nijman, R., Deniseger, J., et Erickson, L.. 1996. *A ten year*

assessment of water quality in six acid-rain sensitive British Columbia Lakes (1984-1994). B.C. Ministry of Environment, Lands, and Parks. 250 p.

Pilon, P. et K.W.F. Howard. 1987. *Origins of elevated chloride concentrations in groundwater systems*. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Technology Transfer Conference No. 7, Toronto, décembre; Part C — Liquid and solid waste Research. pp.386.398 (ISSN 0-825-4591).

Pringle, C.M. White, D.S. Rice, C.P., et Tuchman M.L. 1981. *The Biological Effects of Chloride and Sulfate with the special Emphasis on the Laurentian Great Lakes*. p. 1-51. Ann Arbor: The University of Michigan.

Racette, D. J. et H. D. Griffin. 1989. *Vegetation Assessment Surveys near the Ministry of Transportation's Longbow Lake Patrol Yard 1988-1989*. Ministère de l'environment, Tech. Support Sect., NW Region, 9 pp.

Rader, W.S., L. Solujic, E.B. Milosavljevic, et J.L. Hendrix. 1993. Sunlight-induced photochemistry of aqueous solutions of hexaferrocyanate (II) and (III) ions. *Environ. Sci. Technol. 27(9)*:1875-1879.

Rantamaki, J., L. Cerenius, et K. Soderhall. 1992. Prevention of transmission of the crayfish plague fungus (*Aphanomyces astaci*) to the freshwater crayfish *Astacus astacus* by treatment with $MgCl_2$. *Aquaculture 104*: 11 - 18.

Regina (1997). *Soil investigation at city snow dump sites 1996-1997.* Municipal Engineering Department de la ville de Regina. 11 p. + annexes.

Reznicek. A.A. 1980. Halophytes along a Michigan roadside with comments on the occurrence of halophytes in Michigan. *The Michigan Botanist 19*:23-30.

Reznicek, A.A., P.M. Catling et S.M. McKay. 1976 Carex praegracilis W. Boott, recently adbentive in Southern Ontario.

Rodgers, G.K. 1998. Winter stratification in Hamilton Harbour. NWRI Contribution in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55*:1443-1453.

Rott, E., H. C. Duthie, et E. Pipp. 1998. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55*: 1443-1453.

Rowe, J.S. 1972. *Forest Regions of Canada*. Department of the Environment Canadian Forestry Service, Ottawa, ON. 172 pp.

Rushton D. (1999 & 2000). Communication personnelle avec D Rushton (Environmental Services, Nova Scotia Transportation and Public Works) au sujet des dépôts de voirie de Bible Hill, Saulnierville et Oxford. Les lettres sont aux archives.

Ruttner, F. 1963. *Fundamentals of Limnology* (Traduction. D.G. Frey and F.E.J. Fry). Toronto, University of Toronto Press, 295 p.

Sandals, W.C.D. 1978. Acute poisoning in cattle. *Can Vet J. 19*:1390137.

Santé Canada. 1996. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. 6e Édition. Ottawa, Ontario.

Scarratt, W.K., T.J. Collins et D.P. Sponenberg. 1985. Water deprivation-sodium chloride intoxication in a group of feeder lambs. *JAVMA 186(9)*:977-8.

Schmidt, J.W., L. Simovic et E. Shannon. 1981. *Natural degradation of cyanide in gold mill effluents.* Présenté au Cyanide in Gold Mining Seminar. Jan. 1981. Ottawa. (cité dans Higgs 1992).

Schraufnagel, F. H., 1965, *Chlorides*. Wisconsin Public Health Service. Committee on Water Pollution.

Schroeder, J.E. et Solomon, K.R. 1998. *Impact of road salts on an urban watershed.* 19th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Charlotte, North Carolina. Poster.

Schulkin, J. 1991. *Sodium hunger: the search for a salty taste.* Cambridge University Press, Cambridge. pp. 458-499.

Scott, W. S. 1980b. Road salt movement into two Toronto streams. *Journal of the Environmental Engineering Division EE3*: 547-560.

Scott, W. S. 1981. An analysis of factors influencing de-icing salt levels in streams. *Journal of Environmental Management 13*: 269-287.

Setälä, H, J. Laakso, J. Mikola et V. Huhta. 1998. Functional diversity of decomposer organisms in relation to primary production. *Appl. Soil Ecol. 9*:25-31.

Shifrin, N.S., B.D. Beck, T.D. Gauthier, S.D. Chapnick et G. Goodman. 1995. *Chemistry, toxicology, and human health risk of cyanide compounds in soil at former manufactured gas plant sites*. Regulatory Toxicology and Pharmacology. 23:106-116. Academic Press, Inc.

Singer, S.N., C.K. Cheng et M.G. Scafe. 1997. The hydrogeology of southern Ontario. Vol. 1 Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario, Toronto, Ontario. 80 pp.

Singleton, H.J. 1986. *Water quality criteria for cyanide*. BC Environment- Water management Division. Victoria B.C. Rapport annexe technique Pp.84.

Smith, L.L., Jr., S.J. Broderius, D.M. Oseid, G.L. Kimball, W.M. Koenst, et D.T. Lind. 1979. *Acute and chronic toxicity of HCN to fish and invertebrates*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-79-009. 129pp.

Smith, M.J. et A.G. Heath. 1979. Acute toxicity of copper, chromate, zinc and cyanide to freshwater fish: effect of different temperatures. *Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22*:113-119. (cité dans Doudoroff 1980).

Smith, W.G. 1981. Observations on a large highway kill of Evening Grosbeacks in British Columbia. a *Syesis 14*:163.

Smol, J. P., Brown, S. R., et McNeely, R. N. 1983. Cultural disturbances and trophic history of a small meromictic lake from Central Canada. *Hydrobiol. 103*: 125-130.

Snodgrass, W. J. and D. Morin. 2000. *Patrol (Maintenance/Works) Yard.* Document complémentaire pour les sels de voirie. Rapport soumis au Groupe-ressource sur les sels de voirie, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, juillet 2000.

Soilcon Laboratories Ltd. 1995. *Detailed study of de-icing salt in the Loon Lake environment*. Ébauche de rapport préparé pour le Ministry of Transportation and Highways, Hwy. Env. Branch, Victoria, BC. 97 pp.

Sonzogni, W.C., Richardson, W., Rogers, P., et Montelth, T. J. 1983. Chloride pollution of the Great Lakes. *J. Water Pollution Control Federation*, 55, p. 513-521.

Spehar, R. L. 1987. U.S. EPA, Duluth, MN. (Note de service à C. Stephan. U.S. EPA, Duluth, MN. June 24). (Dans U. S. EPA 1988)

Stantec Consulting Ltd. 2000. Calculation of historical road densities within well field capture zones, Kitchener, Ontario [inédit]

Strobel, G.A. 1967. Cyanide utilization in soil. *Soil Science. 103(4)*:299-302. (cited in Chatwin 1990).

Student *et al*,(1997,1999) *Graphical Compilation of chloride concentrations in MTO Patrol Yards*

Stumm, W. et Morgan, J.J. 1981. *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 780 p.

Sucoff, E. 1975. *Effect of deicing salts on woody vegetation along Minnesota Roads*. Min. Agric. Expt. Stat. Tech. Bull. 303 - For. Series 20, 49 pp.

Swayne, D.E., A. Shlosberg et R.B. Davis. 1986. Salt poisoning in turkey poults. *Avian Dis. 39(4)*:847-852.

TAC (Association canadienne du transport). 199. *Salt management Guide*. Ottawa, Ontario.

Theis, T.L. et M.J. West. 1986. Effects of cyanide complexation on adsorption of trace metals at the surface of geotite. *Environ. Technol. Lett. 7*: 309-318. (cité dans Shifrin *et al.* 1995).

Thiel, R.P. 1980. Unusual vehicle caused mortality in red crossbills. *Passenger Pigeon. 42(1)*:23-24.

Thirmurti, D. et K.-H. Tan. 1978. Establishing baseline data for management of Halifax, N.S., Lake Watersheds. *J. Am. Water Works Assoc. 70(8)*: 436-445.

Thuet, J.H. 1977. Ewnvironment. pp. 146-168, 231-247. In: *Economic impact of highway snow and ice control state of the art*. Fed. Highway Admin. Report No. FHWA-RD-77-20. Washington.

Topping, M.S. and Scudder, G.G.E. 1977. Some Physical and chemical features of saline lakes in Central British Columbia. *Syesis, 10*:145-166.

Towill, L.E., J.S. Drury, B.L. Whitfield, E.B. Lewis, E.L. Galyan, et A.S. Hammons.1978. *Reviews of the environmental effects of pollutants: V. Cyanide*. ORNL/EIS-81. US EPA-600/1-78-027. 190 Pp.

Trainer, D.O. et L. Karstad. 1960. Salt poisoning in Wisconsin wildlife. *JAVMA 13*:614-17.

Trueman K.F. et D.C. Clague. 1978. Sodium Chloride poisoning in cattle. *Australian Veterinary Journal 54*:89-91.

Tuchman, M. L., E. F. Stoermer, et H. J. Carney. 1984. Effects of increased salinity on the diatom assemblage in Fonda Lake, Michigan. *Hydrobiol. 109*: 179-188.

U.S. Environmental Protection Agency, 1980, *Ambient Water Quality Criteria for Cyanides*. U.S. Environ. Prot. Agency Rep. 440/5-80-037. 72 Pp.

U.S. Environmental Protection Agency. 1985. *Ambient water quality criteria for cyanide, 1984*. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D. C. EPA/440/5-84-028.

Upchurch, R.G. et G.H. Elkan. 1977. Comparison of colony morphology, salt tolerance, and effectiveness in *Rhizobium japonicum*. *Can. J. Microbiol. 23*:1118-1122.

US Environmental Protection Agency. 1971. *Environmental Impact of Highway De-icing*. Edison Water Quality Lab., Edison, N.J.

US Environmental Protection Agency. 1971. *Water quality research, environmental impact of highway de-icing*. Edison Water Quality Laboratory, Edison NJ 11040 GKK.

US Environmental Protection Agency. 1973. *Water quality criteria*. 1972. National Academy of Science and National Academy of Engineering. Washington, DC EPA-R3-73-03. (cited in Singleton 1986).

Van Barneveld, J.W. et R.H. Louie. 1990. Boitanio Park, *Causes of Tree Decline, Soil and Vegetation Analysis*. B. C. Ministry of Environment, Working Report. Victoria, BC. 34 pp plus Annexes.

Vickers, S. 2000. Metal accumulation and sediment-water exchange in an urban wet detention pond. M.Sc. thesis, Geography Department, Université de Toronto, Toronto, Ontario.

Ville de Montréal. 1996. *Les activités de déneigement à Montréal, hiver 1996-1997*. Brochure, Ville de Montréal, Québec.

Ville de Montréal. 1996. *Les activités de déneigement à Montréal, hiver 1996-1997*. Cahier d'information, Ville de Montréal.

Ville de Montréal. 1998. *Actualisation et complément d'information relatifs au programme d'assainissment des lieux d'élimination de la neige de la Ville de Montréal*, Montréal, Québec, 28 pp.

Wages, D.P., M.D. Ficken, M.E. Cook et J. Mitchell. 1995. Salt toxicosis in Commercial Turkeys. *Avian Diseases 39*:158-161.

Wang, J.S., P.M. Huang, W.K. Liaw, et U.T. Hammer. 1991. Kinetics of the desorption of mercury from selected freshwater sediments as influenced by chloride. *Water, Air and Soil Pollution 56*: 533.

Warren, E. 1899. On the reaction of *Daphnia magna* to certain changes in its environment. *Quart. Jour. Micr. Sci. 43*: 199-557. (In Anderson 1948).

Warren, L.A. et A.P. Zimmerman. 1994. The influence of temperature and NaCl on cadmium, copper ans zinc partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. *Water Res. 28(9)*: 1921.

Way, J.L., P. Leung, E. Cannon, R. Morgan, C. Tamulinas, J. Leong-Way, L. Baxter, A. Nagi et C. Chui. 1988. *The mechanism of cyanide intoxication and its antagonism*. Symposium on Cyanide Compounds in Biology, Ciba Foundation, London. 15-17 mars, Pp. 233-243.

Way, J.L., P. Leung, E. Cannon, R. Morgan, C. Tamulinas, J. Leong-Way, L. Baxter, A. Nagi and C. Chui. 1988. The mechanism of cyanide intoxication and its antagonism. Symposium on Cyanide Compounds in Biology, Ciba Foundation, London. March 15-17, Pp. 233-243.

Weiler, R. R. et Chawla, V. K. 1969. Dissolved mineral quality of Great Lakes waters. *Proc. 12th Conf. Great Lakes Res.* Intermat. Assoc. Great Lakes Res: 801-818.

Wetzel, R. G. 1983. Limnology. Saunders College Publishing, Toronto.

Wetzel, R.G. 1975. *Limnology*. W.B. Saunders Co. Philadelphia, London, Toronto. 743 p.

Whitfield, P.H. et N.L. Wade. 1992. Monitoring transient water quality events electronically. *Water Res. Bull. 28(4)*:703-711.

Wickstrom, M.L., P. Mineau, L.J. Brownlee et T.K. Bollinger. Toxicity of road salt to house sparrows. [en préparation].

Wilcox, D. A. 1982. *The effects of de-icing salts on water chemistry and vegetation in Pinhook Bog*, Indiana. dissertation de Ph. D., Purdue University, West Lafayette, Indiana. 134 pp.

Wilcox, D. A. 1984. The effects of NaCl deicing salt on Sphagnum rucurvum *P. Beauv. Environ. Exp. Bot. 24*:295-304.

Wilcox, D. A. 1986. The effects of de-icing salts on vegetation in Pinhook Bog, Indiana. *Can. J. Bot. 64*:865-874.

Wilcox, D. A. 1986b. The effects of de-icing salts on water chemistry in Pinhook Bog, Indiana. *Water Resour. Bull. 2257*-64.

Williams, D. D., N. E. Williams, et Y. Cao. 1997. Spatial differences in macroinvertebrate community structure in springs in southeastern Ontario in relation to their chemical and physical environment. *Can. J. Zool. 75*: 1404-1414.

Williams, D. D., N. E. Williams, et Y. Cao. 1999. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Res. 34*:127-138.

Williams, D.J., Kuntz, K.W., L'italien, S. et Richardson, V. 1998. Lake Ontario Surveillance Program. Spatial and Temporal Trends of Selected Parameters, with Emphasis on 1992-93 Results. Report No. : EHD/ECB-OR/98-04/I Direction de la protection de l'environnement /Région de l'Ontario, Division de la santé des écosystèmes, Environnement Canada. 24 p.

Wilson, L.K., I.E. Moul, J.E. Elliott et K.M. Langelier. 1995. Summary of bird mortalities in British Columbia and Yukon. 1963-1994. Technical report Series No. 249, Région du Pacifique et du Yukon, Service canadien de la faune.

Windingstad, R.M., F.X. Kartch, R.K. Stroud et M.R. Smith. (1987). Salt toxicosis in waterfowl in North Dakota. *J. Wild. Diseases, 23(3)*:443-446.

Wolfe, D.F.G. 1996. Opportunistic winter water acquisition by pine grosbeaks. *Wilson Bull. 108(1)*:186-187.

Wood, J.A. et Rubec, C.D.A. 1989. Chemical characterization of several wetlands in Kejimkujik National Park, Nova Scotia. *Water, Air, and Soil Pollution 46*:177-186.

Wulkowicz, G.M. et Z.A. Saleem. (1974). Chloride balance of an urban basin in the Chicago area. *Water Resources Research*, v.10, pp. 974-982.

Young, M. 1996. ICBC hands city weapon to reduce crashes in winter, *Kamloops Daily News.* Kamloops, British Columbia.

Zeeb, B. A. et Smol, J. P. 1991. Paleolimnological investigation of the effects of road salt seepage on scaled chrysophytes in Fonda Lake, Michigan. *Journal of Paleolimnology 5*: 263-266.

Zheng, C. 1990. *MT3D: A Modular Three-Dimensional Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Contaminant in Groundwater Systems.* Report to the US Environmental Protection Agency, Ada, OK, 170 pp.

ANNEXE A: STRATÉGIES DE RECHERCHES UTILISÉES POUR RELEVER LES DONNÉES PERTINENTES

Évaluation sur l'environnement

Les données utiles à l'évaluation du caractère « toxique » ou non des sels de voirie pour l'environnement, au sens de la LCPE 1999, ont été trouvées à partir des documents actuels de synthèse, de documents de recherche publiés et de recherches dans les bases de données effectuées entre janvier et mai 1996 des bases de données suivantes :

Aqualine (1990–1996), ASFA (*Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts, Cambridge Scientific Abstracts*; 1996), BIOSIS (*Biosciences Information Services*; 1990–1996), CAB (Bureaux agricoles du Commonwealth; 1990–1996), CESARS (*Chemical Evaluation Search and Retrieval System*, ministère de l'environnement de l'Ontario et ministère des ressources naturelles du Michigan; 1996), *Chemical Abstracts* (*Chemical Abstracts Service*, Columbus, Ohio; 1990–1996), CHRIS (*Chemical Hazard Release Information System*; 1964–1985), Current Contents (*Institute for Scientific Information*; 1990–1992, 1996), ELIAS (Système automatisé intégré des bibliothèques de l'environnement, Bibliothèque d'Environnement Canada; janvier 1996), *Enviroline* (R.R. Bowker Publishing Co.; novembre 1995 – juin 1996), *Environmental Abstracts* (1975 – février1996), *Environmental Bibliography* (*Environmental Studies Institute, International Academy at Santa Barbara*; 1990–1996), GEOREF (*Geo Reference Information System, American Geological Institute*; 1990–1996), HSDB (*Hazardous Substances Data Bank*, U.S. *National Library of Medicine*; 1990–1996), *Life Sciences* (*Cambridge Scientific Abstracts*; 1990–1996), NTIS (*National Technical Information Service*, U.S. *Department of Commerce*; 1990–1996), *Pollution Abstracts* (*Cambridge Scientific Abstracts*, U.S. *National Library of Medicine*; 1990–1996), POLTOX (*Cambridge Scientific Abstracts*, U.S. *National Library of Medicine*; 1990–1995), RTECS (*Registry of Toxic Effects of Chemical Substances*, U.S. *National Institute for Occupational Safety and Health*; 1996), Toxline (U.S. *National Library of Medicine*; 1990–1996), TRI93 (*Toxic Chemical Release Inventory*, U.S. *Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances*; 1993), US EPA-ASTER (*Assessment Tools for the Evaluation of Risk*, U.S. *Environmental Protection Agency*; jusqu'au 21 décembre 1994), WASTEINFO (*Waste Management Information Bureau of the American Energy Agency*; 1973 – septembre 1995) et *Water Resources Abstracts* (U.S. *Geological Survey*, U.S. *Department of the Interior*; 1990–1996). On a eu recours à *Reveal Albert* pour maintenir un dossier continu de la documentation scientifique actuelle relative aux effets environnementaux potentiels des sels de voirie.

De plus, l'Association du transport du Canada a révisé l'information sur les sels de voirie à base de sodium et de calcium dans le cadre de son Programme de gestion du sel d'épandage routier (TAC, 1999).

Des groupes de travail individuels ont effectué des recherches de données en vue de préparer les différentes parties du document complémentaire. Chaque rapport fournit les stratégies de recherche et les sources de données.

On n'a pas tenu compte des données obtenues après mai 2000 dans la présente évaluation.

Tableau 1 : Sels de voirie et produits chimiques d'entretien des routes

Substance	Utilisation spécifique	Taux d'épandage (kg/2- km de voie)
chlorure de sodium, NaCl	déglaçage et anti-glaçage, fondant ajouté au sable	130 (normal) 25–350 (plage)
chlorure de calcium, $CaCl_2$	diminution de la poussière, construction des routes	2,4–5,4
	anti-glaçage, pré-mouillage, fondant ajouté au sable	n'est pas épandu pur
	anti-glaçage des routes	50–70 kg/t asphalte (comme Verglimit)
mélange de chlorures sodium/calcium	déglaçage des routes	130
chlorure de magnésium, $MgCl_2$	déglaçage des routes, additif de déglaçage	595 L/2 voies km (comme antigel)
	diminution de la poussière en dehors des routes	pas de données
mélange de chlorures sodium/magnésium	déglaçage des routes	130 (comme Qwiksalt)
chlorure de potassium, KCl	déglaçage des routes (contenu dans les résidus des mines de potasse)	pas de données
saumure pétrolifère	diminution de la poussière	pas de données
sodium/ferrique ferrocyanure	agent antiagglomérant pour le NaCl	0,3–0,13 (estimation inclut les deux substances)
acétate de calcium-magnésium, ACM [$CaMg(C_2H_3O_2)_2$]	composé de déglaçage des routes de remplacement, anti-glaçage, déglaçage potentiel pour pistes d'aéroport	220
formiate de sodium, $NaCH_2O_2$	composé de déglaçage des routes potentiel	130
urée, $CO(NH_2)_2$	composé de déglaçage et d'anti-glaçage des pistes d'aéroport	210
acétate de sodium, $NaC_2H_3O_2$	composé de déglaçage et d'anti-glaçage des pistes d'aéroport	pas de données
acétate de potassium, $KC_2H_3O_2$	composé de déglaçage et d'anti-glaçage des pistes d'aéroport de remplacement	pas de données
éthylène glycol, $C_2H_6O_2$	dé-givrage des avions	pas de données
sable, SiO_2	abrasif	570
cinders	abrasif	pas de données

Tableau 2 : Propriétés physiques et chimiques des sels de voirie*

Substance	N° CAS	Utilisation spécifique	Forme	Poids moléc.	Densité	Point de fusion °C	Point ébullition °C	Temp. eutectique** °C	Temp. d'emploi*** °C	Solubilité dans l'eau g/100 mL (°C)	
chlorure de sodium, NaCl	7647-14-5	déglaçage des routes, additif de déglaçage	solide	58,44	2,165	801	1 413	-21	-9 à -28	35,7 (0)	39,12 (100)
chlorure de calcium, $CaCl_2$	10043-52-4	déglaçage des routes, additif de déglaçage	flocon	110,99	2,15	772	1 935	-51,1	< -23	37,1 (0)	42,5 (20)
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$ (37%)	10035-04-8	anti-glaçage, pré-mouillage	liquide	147,02	1,85	désh. 176	désh. 176		< -18	97,7	326
35% $CaCl_2$		diminution de la poussière	saumure		1,35	-7	116			très soluble	très soluble
mélange sodium/calcium chlorures (mélange 80/20)		déglaçage des routes anti-glaçage des routes	solide liquide					n.a. n.a.	-12 -12		
chlorure de magnésium, $MgCl_2$	7786-30-3	déglaçade des routes, additif de déglaçage	solide	95,21	2,316-2,33	714	1 412	-33,3	-15	54,25 (20)	72, (100)
		anti-glaçage des routes	liquide					-33,3	-15		
		diminution de la poussière	saumure								
mélange chlorure de sodium/magnésium (80/20)		déglaçage des routes	solide						< -15		
chlorure de potassium, KCl	7447-40-7	produit de déglaçage des routes de remplacement	solide	74.55	1,984	770	sous1 500	-10,5	-3,89	34,4	56,7 (100)
ferrocyanure de sodium, $Na_4Fe(CN)_6 \cdot 10H_2O$	13601-19-9	additif antiagglomérant		484,07	1,458					31,85 (20)	156,5 (98)
ferrocyanure ferrique, $Fe_4[Fe(CN)_6]_3$	14038-43-8	additif antiagglomérant	solide	859,25		dec.				insoluble	insoluble

* Les propriétés physiques et chimiques sont tirées de Weast *et al.* (1989) et Chang *et al.* (1994).

** Température eutectique renvoie à la plus basse température à laquelle la substance fera fondre la glace.

*** Température d'emploi renvoie à la température de déglaçage effective la plus faible.

Tableau 3 : Charges totales de chlorure de sodium sur les routes au Canada, hiver 1997–98*

Province	Provincial (utilisé)*	Comté municipalité* estimé	Total provincial/ comté/ municipalité	Commercial et industriel** estimé	Grand total charge de sel de voirie NaCl au Canada (tonnes)
Colombie-Britannique	83 458	48 199	131 657	9 874	**141 531**
Alberta	101 063	67 870	168 933	12 670	**181 603**
Saskatchewan	44 001	4 844	48 845	3 663	**52 508**
Manitoba	36 780	28 256	65 036	4 878	**69 914**
Ontario	592 932	1 123 653	1 716 585	128 744	**1 845 329**
Québec	609 550	827 205	1 436 755	107 757	**1 544 512**
Nouveau-Brunswick	189 093	75 826	264 919	19 869	**284 788**
Île-du-Prince-Edouard	23 051	4300	27 351	2051	**29 402**
Nouvelle-Écosse	270 105	77 761	347 866	26 090	**373 956**
Terre-Neuve	159 200	47 558	206 758	15 507	**222 265**
Yukon	1 791	120	1 911	143	**2 054**
Territoires du Nord-Ouest***	1 846	0	1 846	138	**1 984**
Total	**2 112 870**	**2 305 592**	**4 418 462**	**331 385**	**4 749 847**

* Tiré de Morin et Perchanok, 2000.

** On suppose que l'utilisation commerciale et industrielle de sels de voirie constitue 7,5 % de l'utilisation municipale et provinciale (7,5% selon l'estimation de Cheminfo, 1999).

*** Y compris le Nunavut.

Tableau 4 : Quantité de chlorure de calcium utilisée sur les routes au Canada dans une année normale

Province	Tonnes de $CaCl_2$
Colombie-Britannique	12 573
Alberta	6 985
Saskatchewan	2 794
Manitoba	6 985
Ontario	45 405
Québec	20 956
Nouveau-Brunswick	1 746
Île-du-Prince-Edouard	349
Nouvelle-Écosse	5 169
Terre-Neuve	839
Yukon	1 397
Territoires du Nord-Ouest	2 794
Canada	**107 992**

Tableau 5 : Charges totales de chlorure

Province	Tonnes de chlorure
Colombie-Britannique	93 900
Alberta	114 641
Saskatchewan	33 642
Manitoba	46 880
Ontario	1 148 570
Québec	950 444
Nouveau-Brunswick	173 896
Île-du-Prince-Edouard	18 061
Nouvelle-Écosse	230 182
Terre-Neuve	135 384
Yukon	2 139
Territoires du Nord-Ouest	2 989
Chlorure total	**2 950 728**

Tableau 6 : Volume total de neige usée et quantité de sel utilisé dans certaines villes canadiennes pendant l'hiver 1997–1998

Ville	Volume total de neige (m^3) *	Quantité de sel utilisé (tonnes)
Vancouver	moins de 100 000	2 254
Calgary	320 000	20 428
Régina	150 000	2 067
Winnipeg	175 000	24 525 **
Toronto (avant la fusion)	1 500 000	17 884
Ottawa-Carleton	1 220 000	68 000
Montréal	11 258 000	60 000 ***
Québec	3 000 000	35 000
Moncton	159 000	12 695
Halifax	N.D.	41 679
Charlottetown	N.D.	2 300
Saint-Jean	N.D.	21 530

* Ces quantités sont approximatives et varient avec l'importance de la chute de neige.

** Plus de 100 000 tonnes d'un mélange de sable-sel contenant 5 % de NaCl.

*** Plus de 39 000 tonnes d'un mélange sable-gravier (1:9 pour les trottoirs et 5:5 pour les rues) pendant les pluies verglassantes.

Tableau 7 : Méthodes d'élimination de la neige utilisées dans certaines villes canadiennes, hiver 1997–1998

Ville	Élimination de la neige usée (% du volume total de neige)				
	Décharges de surface	Carrières	Chutes d'égout	Fondeuses	Cours d'eau ou océan
Vancouver	10	-	-	-	90
Calgary	100	-	-	-	-
Régina	100	-	-	-	-
Winnipeg	100	-	-	-	-
Toronto	90	-	-	10	-
Ottawa-Carleton	100	-	-	-	-
Montréal	25	37,7	18	-	19,3
Québec	100	-	-	-	-
Moncton	100	-	-	-	-
Halifax	-	-	-	-	100
Saint-Jean	-	-	-	-	100

Tiré de Delisle et Dériger, 2000.

Tableau 8 : Nombre d'entrepôts de sel provinciaux et utilisation de NaCl et d'abrasifs par province

Province	Nomb. d'entrepôts de sel	Total NaCl utilisé	Total abrasifs utilisés	Tonnes de NaCl/entrepôt de sel	Tonnes d'abrasifs/ entrepôt de sel
C.B.	166	78 538	720 717	473	4 342
Alberta	71	121 035	300 464	1 705	4 232
Sask.	86	44 001	30 939	512	360
Manitoba	67	36 780	37 800	549	564
Ontario	158	592 932	555 859	3 753	3 518
Québec	478	609 550	548 996	1 275	1 149
N.-B.	95	189 093	376 705	1 990	3 965
I.-P.-E	10	23 051	85 735	2 305	8 574
N.-É.	82	270 105	81 943	3 294	999
T.-N.	44	159 200	269 460	3 618	6 124
Yukon	23	1 791	38 000	78	1 652
T.N.-O.	10	1 846	11 400	185	1 140
Total	**1 290**	**2 127 922**	**3 058 017**		

Tableau 9 : Estimation de l'importance des pertes de sel dans les entrepôts de sel

Genre d'entrepôt de sel	Pertes pour 190 entrepôts	Pourcentage de l'utilisation totale pour les routes (590 000 tonnes)
Option 1 – Entrepôts de sel avec meilleures pratiques de gestion – entreposage intérieur des piles de mélange d'abrasifs et de sel	1 290 tonnes sel/an)	0,2 %
Option 2- Centres d'entretien où les piles de sel sont entreposées à l'intérieur et les piles d'abrasifs, à l'extérieur.	9 900 tonnes sel/an	1,7 %
Option 3 – Entrepôts de sel où tout l'entreposage est extérieur	128 000 tonnes sel/an	22 %

Tableau 10 : Concentrations de chlorure (mg/L) dans les ruisseaux du *Toronto Remedial Action Plan Watershed* pour 1990–1996

Localisation du poste	Nomb. d'obs.	Min.	Max.	Moy.	Médiane	Fréquence de dépassement %	
						250 mg/L	500 mg/L
Ruisseau Etobicoke							
au ch. Derry	38	10	3 780	278	135	18	8
au ch. Burnhamthorpe	40	0	2 670	392	206	40	20
à l'autoroute 2	74	43	2 140	351	208	38	19
Ruisseau Mimico							
à l'autoroute 2	37	51	3 470	553	276	62	22
Ruisseau Black							
au ch. Scarlett	38	20	4 310	495	248	47	21
Ruisseau Highland							
à l'autoroute Creek Park	55	22	1 390	310	220	42	13

Source : Réseau de surveillance provincial de la qualité de l'eau.

Tableau 11 : Résumé des calculs de niveau 2. La VCT est la valeur critique de la toxicité, VEE est la valeur estimée de l'exposition (1 000 mg/L de chlorure) la VESEO est la valeur estimée sans effet observé (VCT/facteur d'application). (Voir le texte pour plus d'explications.)

Organisme	Temps/variable d'effet de l'exposition	VCT Cl (mg/L)	Référence	Facteur d'application	EEV/ENEV
1. Bactérie *E. coli*	2 hres, 50 % de dégradation de l'ARN	5 321	Ito *et al.*,1977	100	18,8
2. Fungi Moisissure aquatique inconnue	48-hr, sporulation accrue	400	Sridhar et Barlocher, 1997	100	250
3. Protozoaires *Euglena gracilis*	7 j, 16 % réduction des cellules de culture à la lumière	3 548	Gonzalez-Moreno *et al.*, 1997	10	2,8
4. Phytoplancton *Nitzschia linearis*	120 hres, 50 % réduction du nombre de cellules	1 475	Patrick *et al.*, 1968	100	67,8
5. Macrophytes *Sphagnum fimbriatum*	45 j, 43 % réduction de croissance	1 500	Wilcox, 1984	100	66,7
6. Zooplancton *Ceriodaphnia dubia*	7 j, 50 % de mortalité	1 470	Birge *et al.*, 1985; Cowgill et Milazzo, 1990	100	68,0
7. Invertébrés benthiques *Nais variabilis*	48 hres CL_{25}	1 214	Hamilton *et al.*, 1975	10	8,2
8. Amphibiens *Xenopus laevis*	7 j CE_{50}	1 524	Beak, 1999	100	65,6
9. Poissons *Oncorhynchus mykiss*	7 j CE_{25}, oeuf/embryon	989	Beak, 1999	10	10,1

Tableau 12 : Réponses des organismes à la toxicité du chlorure de sodium après exposition de moins d'une journée

Espèces	Taxon	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Réponse	Temps (hre)	Référence
Salvelinus fontinalis	Truite saumonée	50 000	30 330	CL_{50}	0,25	Phillips, 1944
Lepomis macrochirus	crapet arlequin	20 000	12 132	CL_{47}	6	Waller *et al.*, 1996
Oncorhynchus mykiss	Truite arc-en-ciel	20 000	12 132	CL_{40}	6	Waller *et al.*, 1996
Chironomus attenatus	Chironomidae	9 995	6 063	CL_{50}	12	Thorton et Sauer, 1972
Escherichia coli	Bactérie	8 767	5 318	CE_{50}	2	Ito *et al.*, 1977

Tableau 13 : Réponses des organismes à la toxicité du chlorure de sodium après exposition d'une journée

Espèces	Taxon	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Réponse	Référence
Lepomis macrochirus	Crapet arlequin	14 100	8 553	CL_{50}	Doudoroff et Katz, 1953
Daphnia magna	Cladocère	7 754	4 704	CL_{50}	Cowgill *et al.*, 1990
Cirrhinius mrigalo	Alevin de carpe indienne	7 500	4 550	CL_{50}	Gosh et Pal,1969
Labeo rohoto	Alevin de carpe indienne	7 500	4 550	CL_{50}	Gosh et Pal,1969
Catla catla	Alevin de carpe indienne	7 500	4 550	CL_{50}	Gosh et Pal, 1969
Daphnia pulex	Cladocère	2 724	1 652	CL_{50}	Cowgill *et al.*, 1990
Ceriodaphnia dubia	Cladocère	2 724	1 652	CL_{50}	Cowgill *et al.*, 1990

Tableau 14 : CL_{50} après 4 jours de divers taxons exposés au chlorure de sodium

Espèces	Taxon	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Sources
Ceriodaphnia dubia	cladocère	2 308	1 400	Cowgill *et al.*, 1990
Daphnia pulex	cladocère	2 422	1 470	Birge *et al.*, 1985
Ceriodaphnia dubia	cladocère	2 630	1 596	WI SLOH, 1985
Daphnia magna	cladocère	3 054	1 853	Anderson, 1948
Daphnia magna	cladocère	3 939	2 390	Arambasic *et al.*, 1995
Physa gyrina	escargot	4 088	2 480	Birge *et al.*, 1985
Lirceus fontinalis	isopode	4 896	2 970	Birge *et al.*, 1985
Catla catla	alevin de carpe indienne	4 980	3 021	Gosh et Pal, 1969
Labeo rohoto	alevin de carpe indienne	4 980	3 021	Gosh et Pal, 1969
Cirrhinius mrigalo	alevin de carpe indienne	4 980	3 021	Gosh et Pal, 1969
Daphnia magna	cladocère	6 031	3 658	Cowgill *et al.*, 1990
Cricotopus trifascia	chironomidae	5 192	3 795	Hamilton *et al.*, 1975
Chironomus attenatus	chironomidae	6 637	4 026	Thorton et Sauer, 1972
Hydroptila angusta	phryganes	5 526	4 039	Hamilton *et al.*, 1975
Daphnia magna	cladocère	6 709	4 071	WI SLOH, 1985
Anaobolia nervosa	phryganes	7 014	4 255	Sutcliffe, 1961b
Limnephilus stigma	phryganes	7 014	4 255	Sutcliffe, 1961b
Carassius auratus	cyprin doré	7 341	4 453	Adelman *et al.*, 1976
Pimephales promelas	tête-de-boule	7 650	4 640	Adelman *et al.*, 1976
Pimephales promelas	tête-de-boule	7 681	4 600	WI SLOH, 1985
Lepomis macrochirus	crapet arlequin	9 627	5 840	Birge *et al.*, 1985
Culex sp.	moustique	10 254	6 222	Dowden et Bennett
Pimephales promelas	tête-de-boule	10 831	6 570	Birge *et al.*, 1985
Oncorhynchus mykiss	truite arc-en-ciel	11 112	6 743	Spehar,1987
Lepomis macrochirus	crapet arlequin	12 964	7 864	Trama, 1954
Gambusia affinis	gambusie	17 500	10 616	Wallen *et al.*, 1957
Anguilla rostrata	anguille, stade de l'anguille noire	17 969	10 900	Hinton et Eversole, 1978
Anguilla rostrata	anguille, stade de l'anguille noire	21 571	13 085	Hinton et Eversole, 1979

Tableau 15 : CL_{50} après 7 jours et CE_{50} de divers taxons exposés au chlorure de sodium. Coefficient CL_{50}/CE_{50} calculé pour des études qui estimaient les deux paramètres (c.-à-d. Cowgill et Milazzo (1990) et Beak (1999)).

Espèces	Taxon	NaCl (mg/L)	Cl (mg/L)	Réponse	Sources
Ceriodaphnia dubia	cladocère	2 077	1 261	CL_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Xenopus leavis	embryon grenouille	2 940	1 784	CL_{50}	Beak, 1999
Daphnia magna	cladocère	6 031	3 660	CL_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Pimephales promelas	Larves de tête-de-boule	5 490	3 330	CL_{50}	Beak, 1999
Pimephales promela	embryon tête-de-boule, survie	1 440	874	CL_{50}	Beak, 1999
Ceriodaphnia dubia	cladocère, format moyen de couvée	1 761	1 068	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Ceriodaphnia dubia	cladocère, descendance totale progeny	1 761	1 088	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Ceriodaphnia dubia	cladocère, nombre moyen de couvées	1 991	1 208	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Oncorhynchus mykiss	œuf/embryon truite arc-en-ciel, survie	2 400	1 456	CL_{50}	Beak, 1999
Nitschia linearais	diatomée, nombre de cellules	2 430	1 474	CE_{50}	Gonzalez-Moreno *et al.* 19xx 1997
Xenopus leavis	embryon de grenouille, survie	2 510	1 523	CL_{50}	Beak, 1999
Oncorhynchus mykiss	alevin/embryon truite arc-en-ciel, survie	2 630	1 595	CL_{50}	Beak, 1999
Daphnia magna	cladocère, nombre moyen de couvées	4 040	2 451	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Daphnia magna	cladocère, descendance totale	4 282	2 599	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Daphnia magna	cladocère, poids sec	4 310	2 616	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Daphnia magna	cladocère, nombre moyen de couvées	5 777	3 506	CE_{50}	Cowgill et Milazzo, 1990
Pimephales promelas	Larves de tête-de-boule, croissance	4 990	3 029	CE_{50}	Beak, 1999

Tableau 16 : Pourcentage cumulatif prévu d'espèces affectées par l'exposition chronique au chlorure (mg/L). Sont aussi données les limites de confiance 95 % inférieure et supérieure. Données tirées de la Figure 22.

% cumulatif des espèces affectées	Concentration moyenne de chlorure	Intervalle de confiance, inférieure	Intervalle de confiance, supérieure
5	212,6	135,9	289,5
10	237,9	162,3	313,6
25	328,7	260,2	397,2
50	563,2	504,8	621,7
75	963,7	882,3	1 045,1
90	1 341,1	1 253,8	1 428,4

Tableau 17 : Tolérance au chlorure de sodium d'espèces de plantes choisies dans la zone perturbée par le sel du Pinhook Bog, Indiana

Nom scientifique	Nom commun	Tolérance (mg/L)		
		NaCl	Na	Cl
Bidens connata	Bidens ponceau	1 030	405	625
Pyrus floribunda	Aronie à feuille de prunier	1 070	420	649
Hypericum virginicum	Millepertuis de Virginie	1 070	420	649
Sphagnum	Sphaigne	770	303	467
Solidago graminifolia	Verge d'or graminifoliée	760	299	461
Vaccinium corymbosum	Myrtille géante américaine	580	228	352
Vaccinium atrococcum	Myrtille géante américaine noire	400	157	243
Drosera intermedia	Drosera à feuilles oblongues	360	142	218
Nemopanthus mucronata	Némopanthe mucronée	280	110	170
Larix laricina	Mélèze laricin	280	110	170

Source: Wilcox, 1982.

Tableau 18 : pH, optima de phosphore total (PT) et de chlorure (Cl^-) pour des espèces de diatomées choisies dans le nord-est des États-Unis

Espèces	pH	PT (µg/L)	Cl^- (mg/L)
Achnanthes altaica	6,8	7	0,7
Achnanthes clevei	8,1	7	8,7
Amphora ovalis	8,0	22	4,2
Amphora perpusilla	8,3	25	21,0
Cyclotella meneghiniana	8,3	66	39,5
Cymbella cesatii	7,8	10	0,7
Fragilaria crotonensis	8,0	14	6,9
Navicula bremensis	6,2	7	0,5
Nitzschia linearis	7,4	8	0,8
Stephanodiscus niagrae	8,1	16	10,5
Synedra ulna	7,9	15	4,5
Tabellaria fenestrata	7,5	13	1,8
Tabellaria quadriseptata	5,5	11	1,1

Source: Dixit *et al.*, 1999.

Tableau 19 : Gamme des seuils estimés pour le sol et l'eau pour diverses formes de plantes

Voie	Forme	Forme végétale	Type de seuil	Plage du seuil (ppm)
Sol	Na	Herbacées	CE_{25}	202–270
Sol	Na	Ligneux	CE_{25}	67,5–300
Assimilation par les racines	Na	Toutes les espèces	CE_{25}	67,5–300
Solution d'eau	Cl	Terres humides	CMEO	300–1 500
Sol	Cl	Ligneux	CE_{25}	215–500
Assimilation par les racines	Cl	Toutes les espèces	CE_{25}, DMEO	215–1 500
Assimilation par les racines				
Sol	NaCl	Ligneux	CE_{25}	600–5 500
Solution de culture	NaCl	Herbacées	CE_{25}	<2 500–10 000
Solution de culture	NaCl	Terres humides	CMENO, CMEO	280–66 600
Solution de culture	NaCl	Ligneux	CE_{25}, VCT	836–25 000
Assimilation par les racines	NaCl	Toutes les espèces	CE_{25}, VCT, CMENO, CMEO	280–66 600

Tableau 20 : Gamme des seuils estimés pour les concentrations dans les tissus des herbacées après exposition à une solution dans le sol ou dans l'eau

Voie	Forme	Forme végétale	Type de seuil	Plage du seuil (ppm)
Sol	Na	Herbacée	CE_{25}	<280–17 800
Sol	Cl	Herbacée	CE_{25}	<4 100

Tableau 21 : Gamme des seuils estimés pour les concentrations dans les tissus ligneux après exposition aérienne

Voie	Forme	Forme végétale	Type de seuil	Plage du seuil (ppm)
Conc. végétation	Na	Ligneux	CE_{25}	200–16 100
Conc. végétation	Cl	Ligneux	CE_{25}, VCT	800–70 700
Conc. pulvérisation foliaire	NaCl	Ligneux	VCT	7 140

Tableau 22 : Calcul du nombre de particules de sel qui doivent être ingérées afin d'atteindre les valeurs critiques de la toxicité en supposant un moineau domestique modèle de 28 g qui consomme des particules à la limite supérieure de la plage de ses préférences connues

Valeur critique de la toxicité (CTV)	Raisonnement	Nomb. de particules sphériques de sel de 2,4-mm de diamètre pour atteindre la VCT pour un oiseau de 28 g	Nomb. de particules cubiques de sel de 2,4-mm de diamètre pour atteindre la VCT pour un oiseau de 28 g
266 mg/kg	Bris de l'homéostasie	0,47	0,25
500 mg/kg	Lésions œdémateuses dans le gésier	0,88	0,47
1 500 mg/kg	Signes de toxicité apparents. Première mortalité enregistrée.	2,6	1,4
3 000 mg/kg	Dose médiane létale approximative	5,2	2,8

Tableau 23 : Calcul du nombre de particules de sel qui doivent être ingérées afin d'atteindre les valeurs critiques de la toxicité en supposant un moineau domestique modèle de 28 g qui consomme des particules de grosseur moyenne

Valeur critique de la toxicité (VCT)	Raisonnement	Nomb. de particules de sel de 0,5-mm de diamètre pour atteindre la VCT		Nomb. de particules de sel par rapport au nomb, moyen de graviers dans le gésier (580 particules comme dans Gionfriddo et Best, 1995)	
		Particules sphériques	Particules cubiques	Particules sphériques	Particules cubiques
266 mg/kg	Bris de l'homéostasie	52	27	9,0 %	4,7 %
500 mg/kg	Lésions œdémateuses dans le gésier	98	51	17 %	8,8 %
1 500 mg/kg	Signes de toxicité apparents. Première mortalité enregistrée.	294	154	51 %	27 %
3 000 mg/kg	Dose médiane létale approximative	587	307	101 %	53 %

Tableau 24 : Résultats du calcul des quotients de risque pour le biote aquatique – Niveau 1

Groupe	Nom	Facteur d'application	Quotient
Micro-organismes	*Pseudomonas putida*	5	$Quotient_{(e)}$ = 1 250 $Quotient_{(m)}$ =1 250
Plantes	*Scenedesmus quadricauda*	5	$Quotient_{(e)}$ = 40,3 $Quotient_{(m)}$ = 43,5
Invertébrés	*Daphnia magna*	10	$Quotient_{(e)}$ = 30,12 $Quotient_{(m)}$ = 32,5
Vertébrés	*Lepomis macrochirus*	5	$Quotient_{(e)}$ = 250 $Quotient_{(m)}$ = 270

(m) = Concentration mesurée dans l'eau ; (e) = Concentration estimée dans l'eau

Tableau 25 : Résumé de l'évaluation des effets sur le biote terrestre – Niveau 1

Groupe	Nom	Facteur d'application	Quotient
Plantes	*Raphanus sativa*	10	Quotient = 3,25
Invertébrés	*Eisenia fetida*	10	Quotient = 1
Vertébrés$_{(mammifères)}$	*Silivagus floridanus*	aucun	Quotient = 1
Vertébrés$_{(oiseaux)}$	*Anas platyrhyncos*	10	Quotient = 1,22

Tableau 26 : Résultat du calcul des quotients de risque pour le biote aquatique – Niveau 2

Groupe	Nom	Facteur d'application	Quotient
Micro-organismes	*Pseudomonas putida*	aucun	Quotient$_{(e)}$ = 39 Quotient$_{(m)}$ = 41,5
Plantes	*Scenedesmus quadricauda*	aucun	Quotient$_{(e)}$ = 1,26 Quotient$_{(m)}$ = 1,3
Invertébrés	*Daphnia magna*	10	Quotient$_{(e)}$ = 4,7 Quotient$_{(m)}$ = 5,0
Vertébrés	*Lepomis macrochirus*	aucun	Quotient$_{(e)}$ = 7,8 Quotient$_{(m)}$ = 8,3

(m) = Concentration mesurée dans l'eau; (e) = Concentration estimée dans l'eau

Tableau 27 : Résumé de l'évaluation des effets sur le biote terrestre – Niveau 2

Groupe	Nom	Facteur d'application	Quotient
Plantes	*Raphanus sativa*	5	Quotient = 0,2
Invertébrés	*Eisenia fetida*	10	Quotient = 0,15
Vertébrés$_{(mammifères)}$	*Silivagus floridanus*	aucun	Quotient = 0,118
Vertébrés$_{(oiseaux)}$	*Anas platyrhyncos*	10	Quotient = 0,126

Figure 1 : Km totaux de route à deux voies provinciale sur laquelle on peut épandre du sel

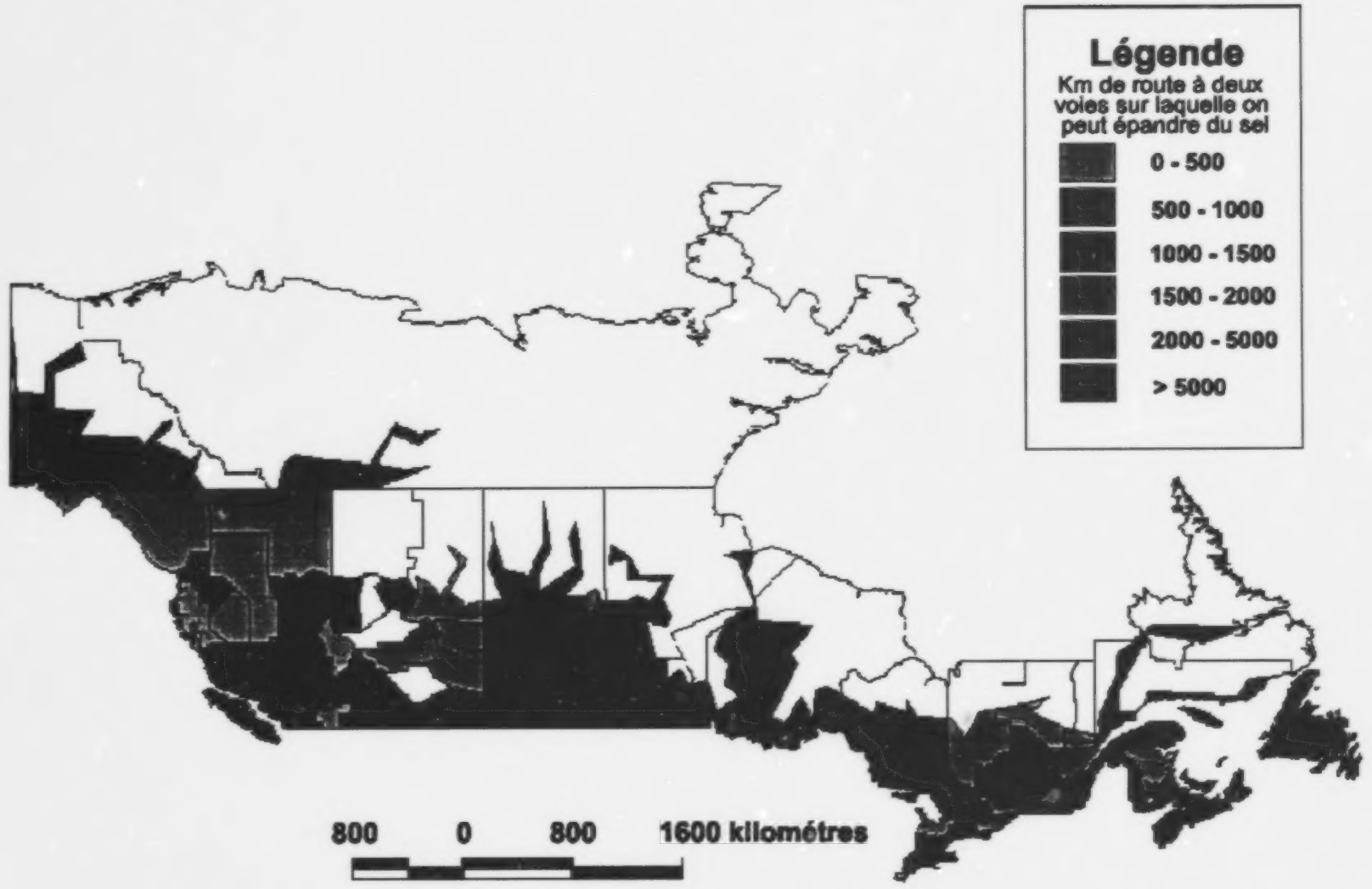


Figure 2 : Fraction de surface du réseau routier provincial
(m2 de route sur laquelle on peut épandre du sel/m2 de district d'entretien)

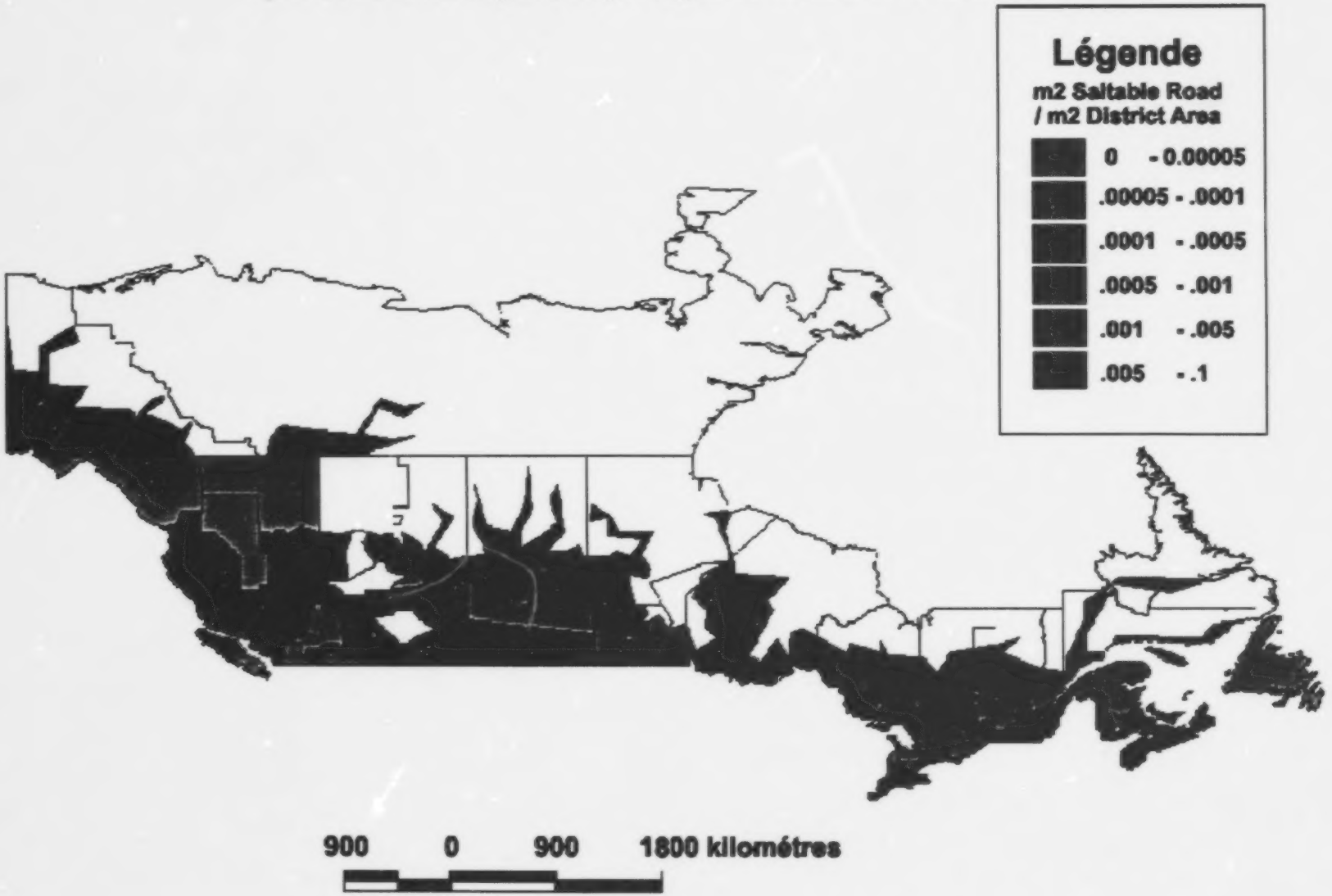


Figure 3 : Taux d'épandage de sel de voirie à base de chlorure de sodium par agence provinciale

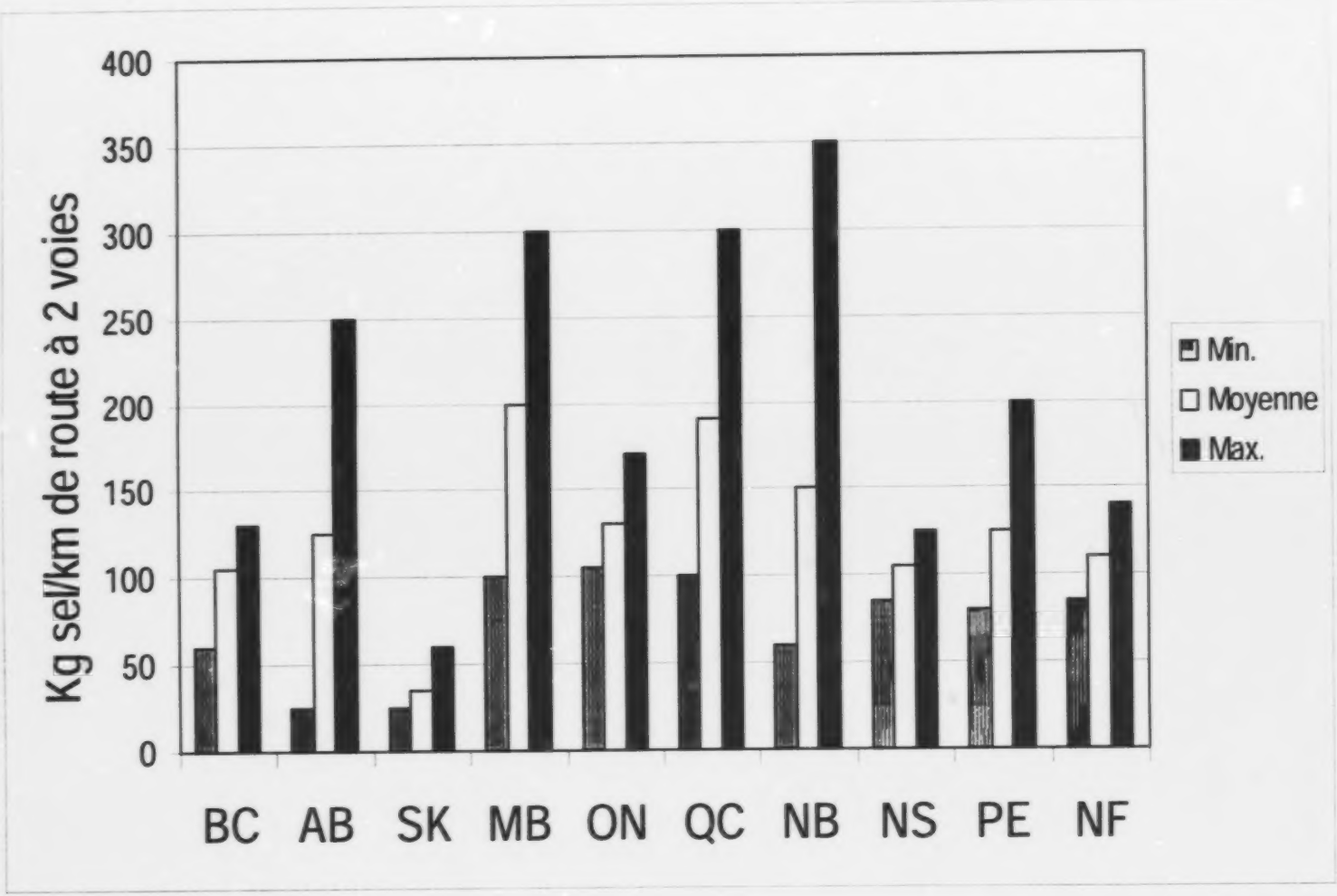


Figure 4 : Taux d'épandage municipal moyen de sel de voirie à base de chlorure de sodium

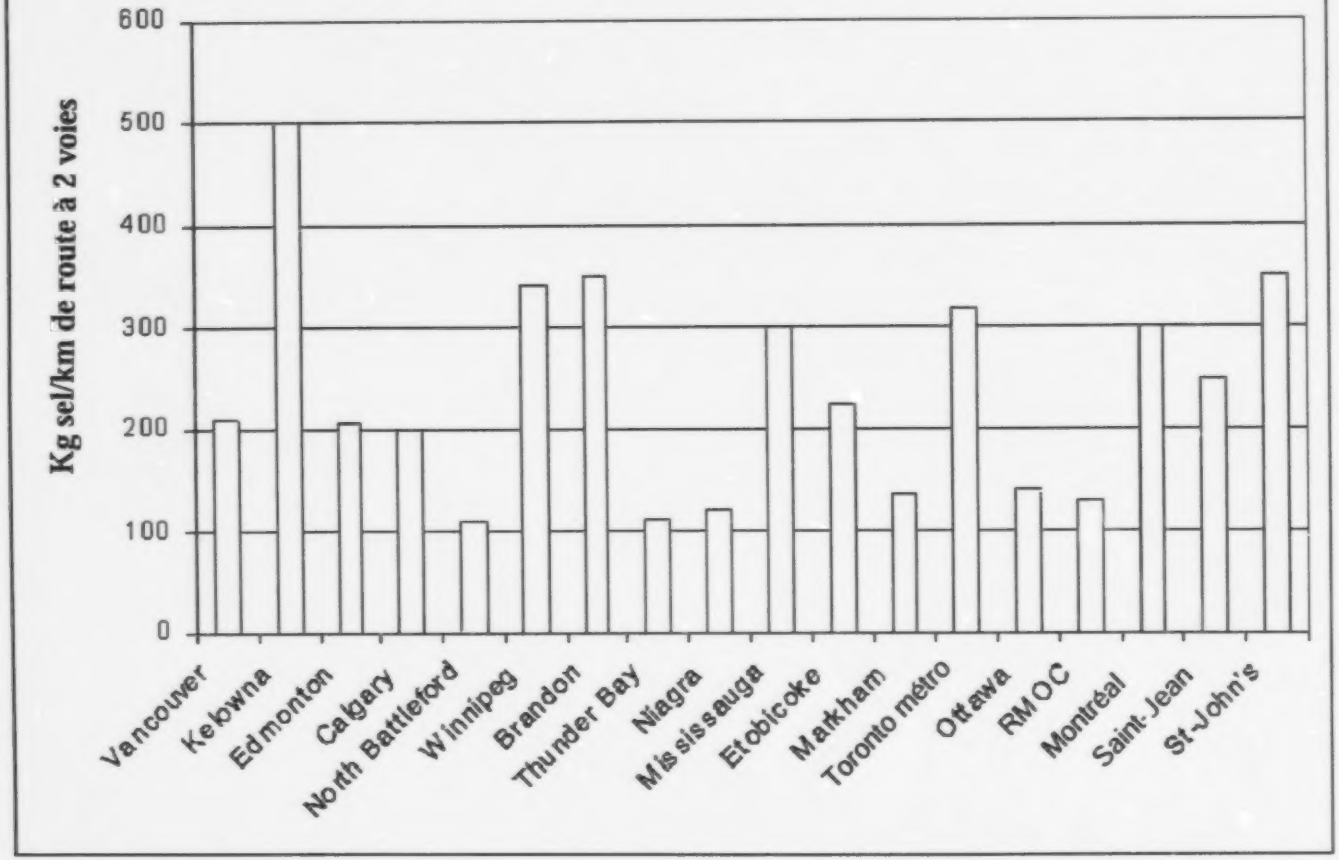


Figure 5 : Tonnes de chlorure de sodium utilisées par district d'entretien

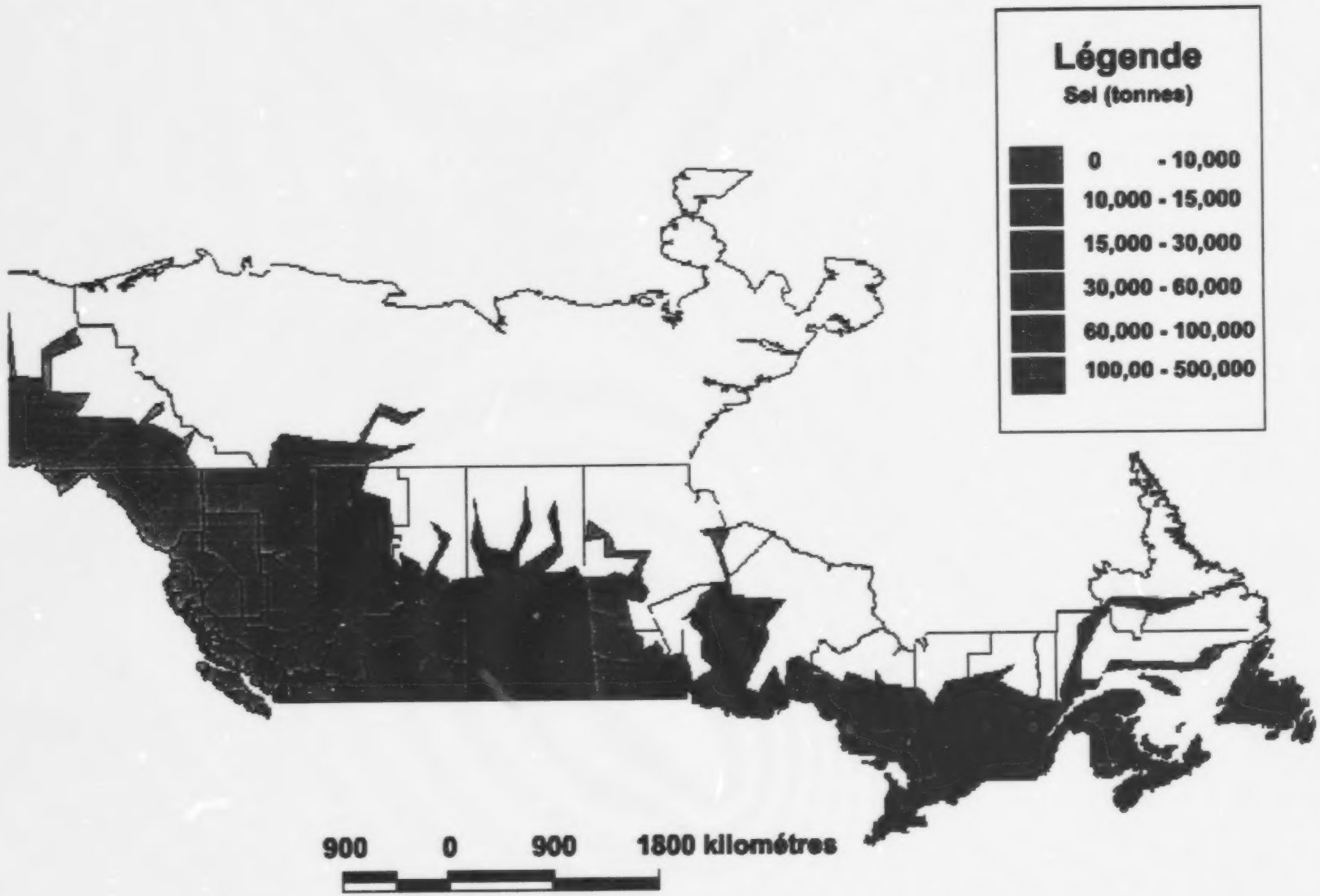


Figure 6 : Grammes de sel par mètre carré de district d'entretien

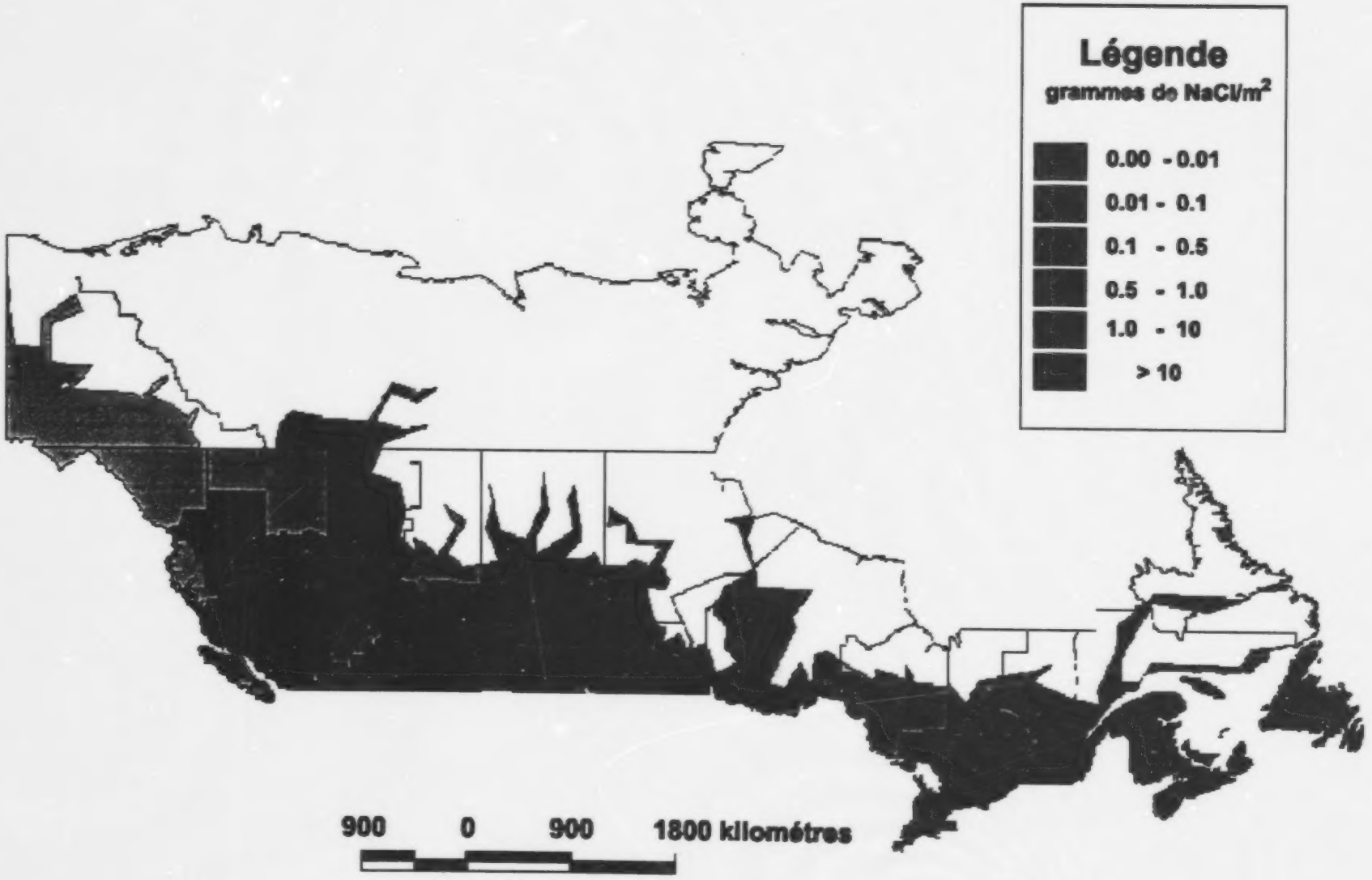
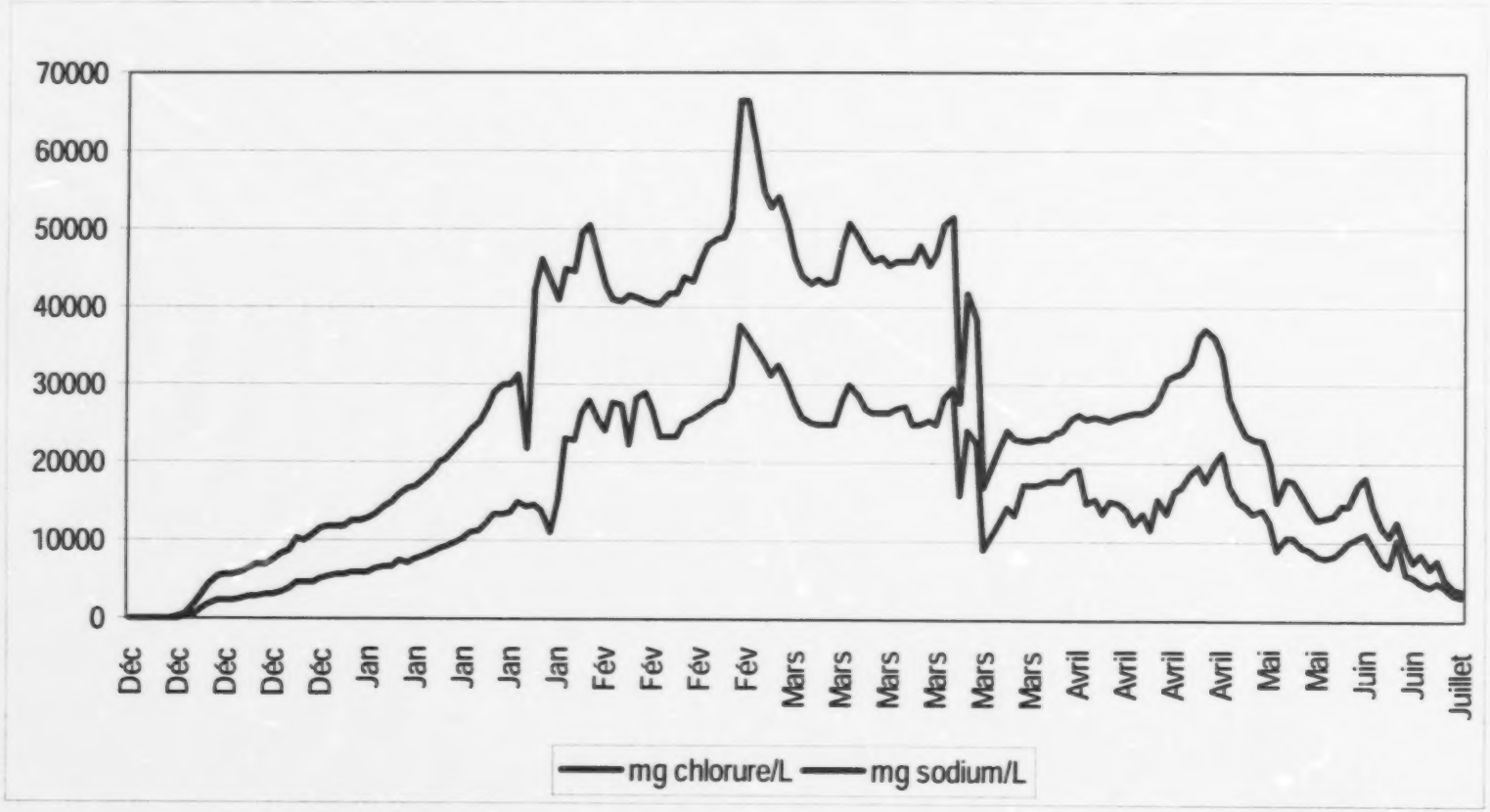
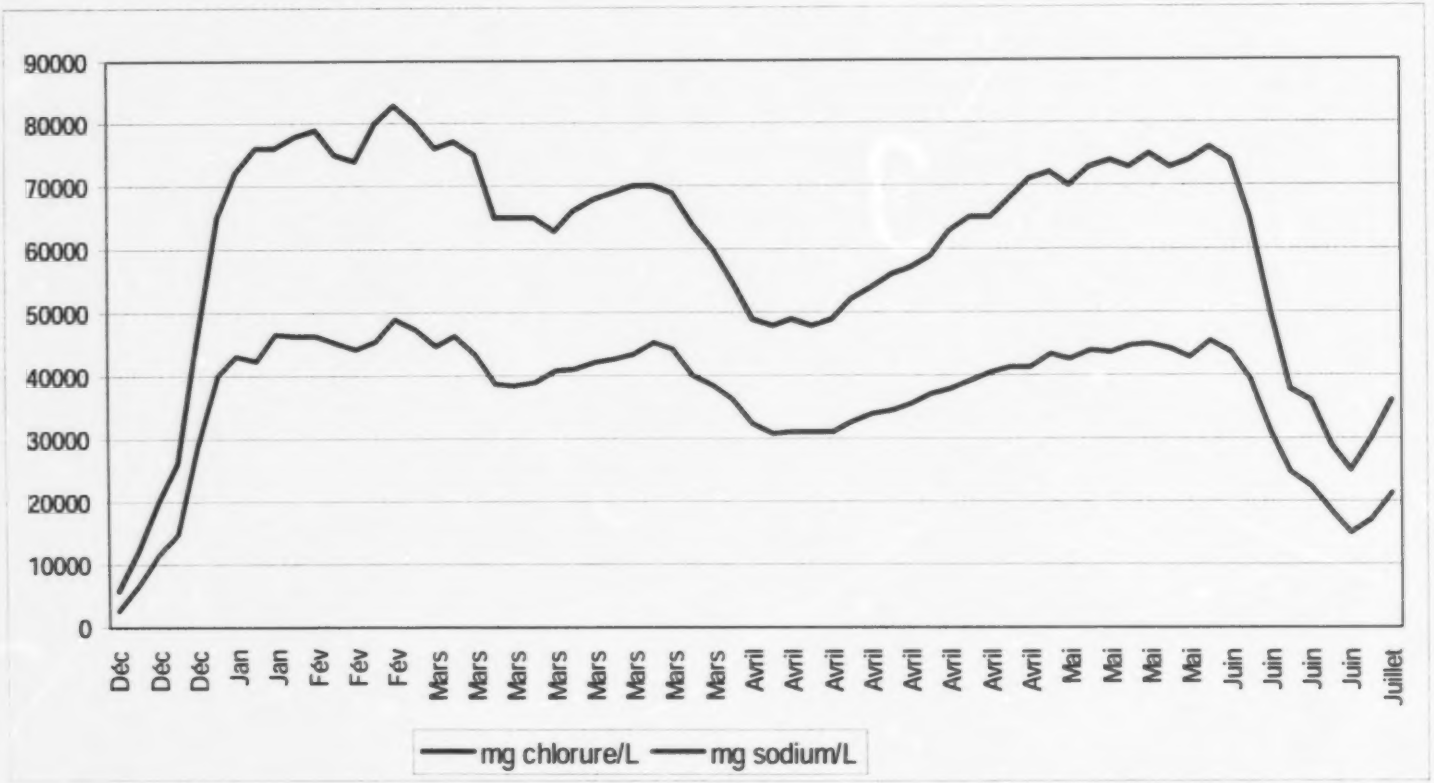


Figure 7 : Concentration quotidienne moyenne de lixiviat provenant des piles de sable traitées au sel, 1975-76



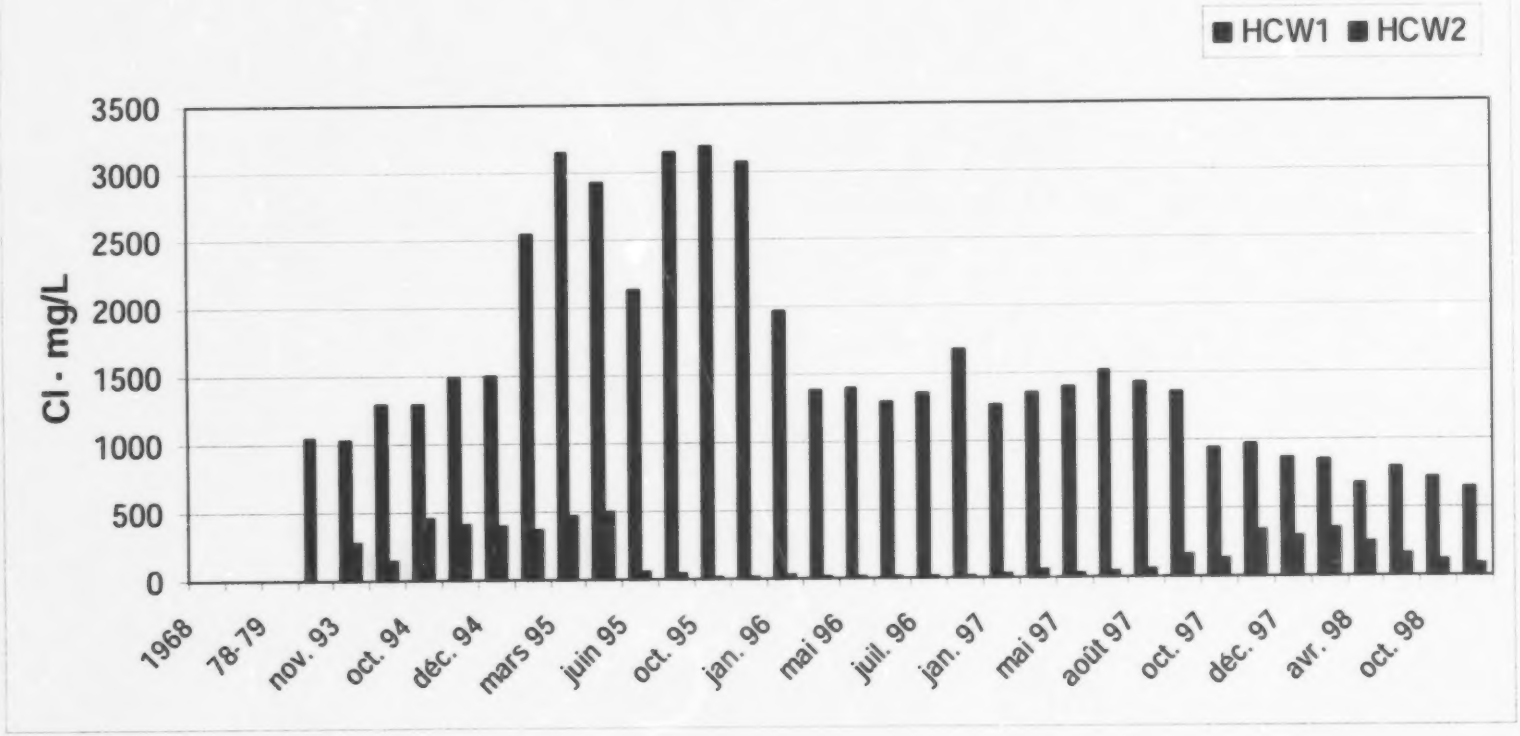
Source: Ministère de l'Environnement et ministère du Transport du Nouveau-Brunswick, 1978

Figure 8 : Concentration quotidienne moyenne de lixiviat provenant des piles de sable traitées au sel, 1976-1977



Source : Ministère de l'Environnement et ministère du Transport du Nouveau-Brunswick, 1978

Figure 9 : Concentrations de chlorure dans les puits municipaux de Heffley Creek



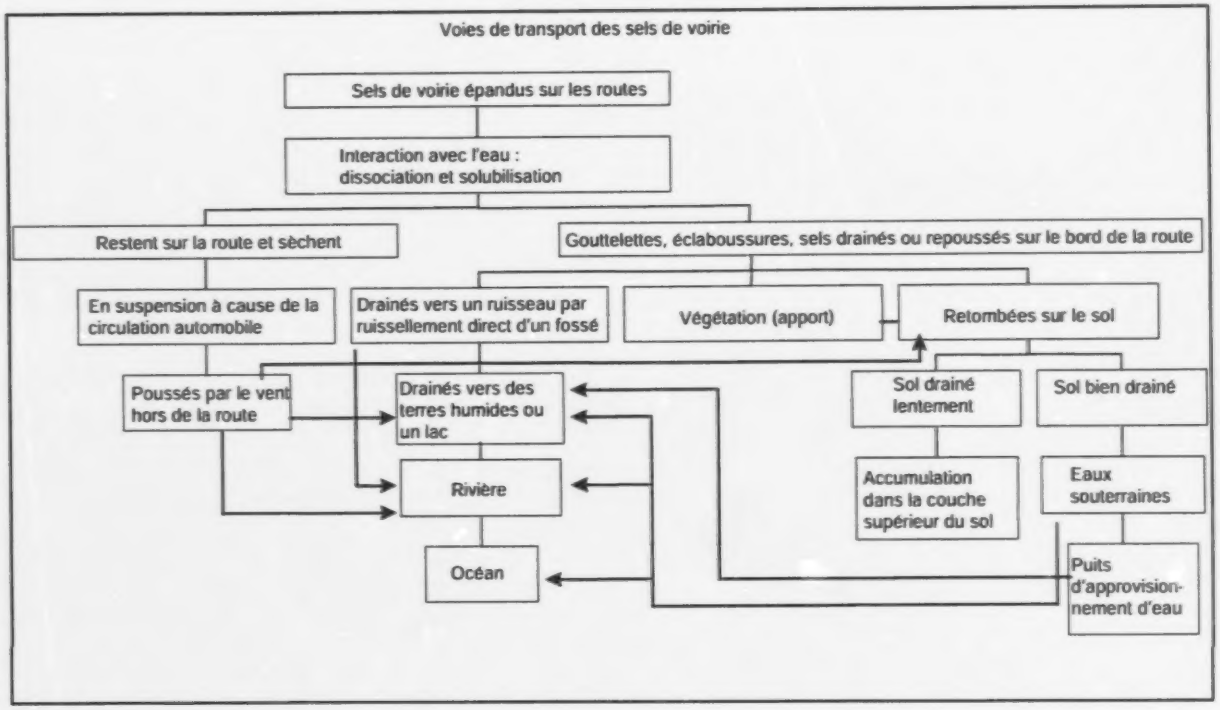


Figure 10 : Voies de transport des sels de voirie

Figure 11 : Ruissellement par unité de surface - valeurs médianes

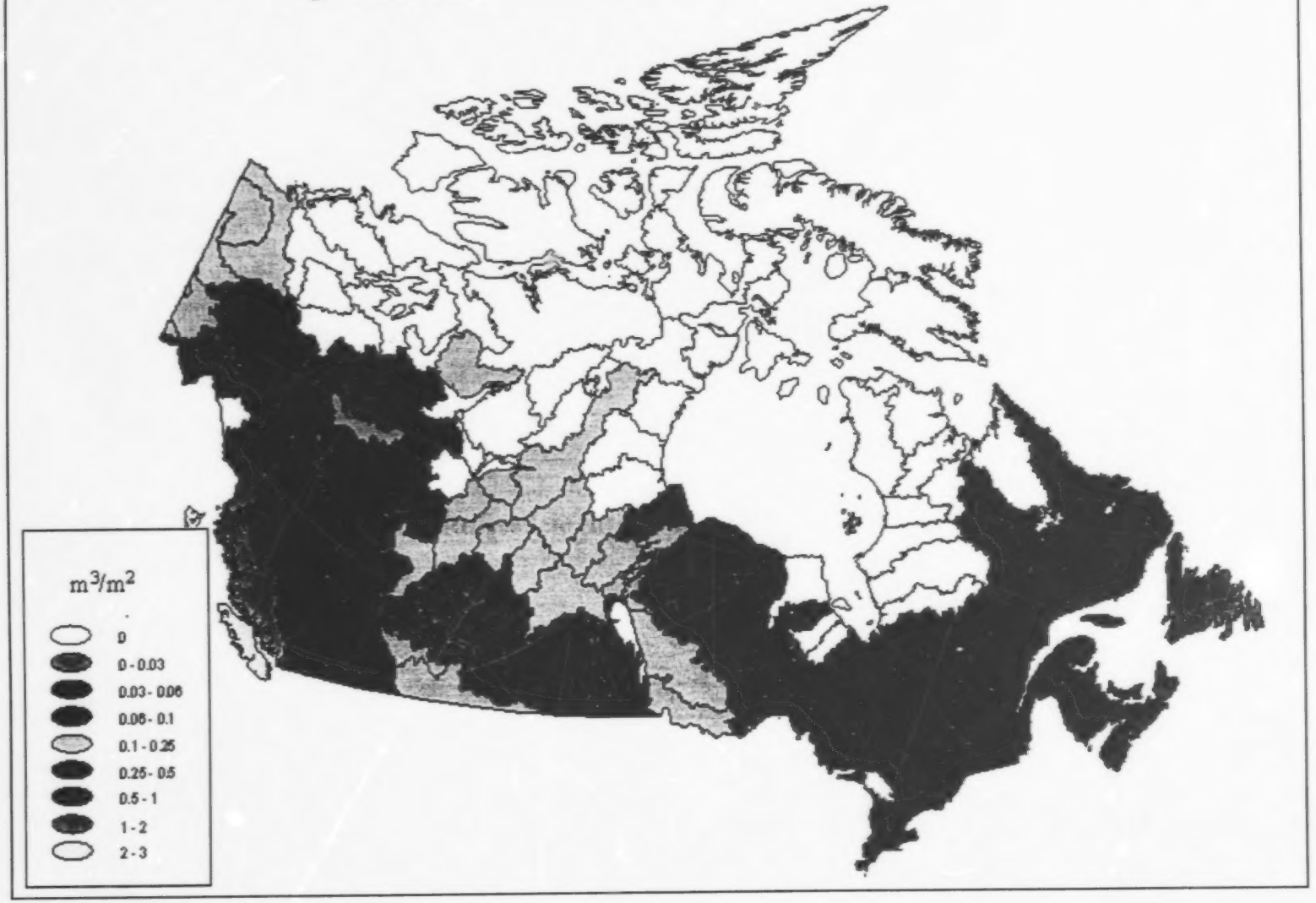


Figure 12 : Charges de chlorure provenant des sels de voirie, g Cl/m^2 de bassin versant

Figure 13 : Concentrations de chlorure par bassin versant, valeurs médianes du ruissellement

Figure 14 : Concentrations de chlorure observées dans les bassins versants canadiens

Figure 15 : Fraction des concentrations observées de chlorure provenant des sels de voirie (Concentrations de Cl dans le ruissellement/Concentration aux postes), Valeurs médianes du ruissellement

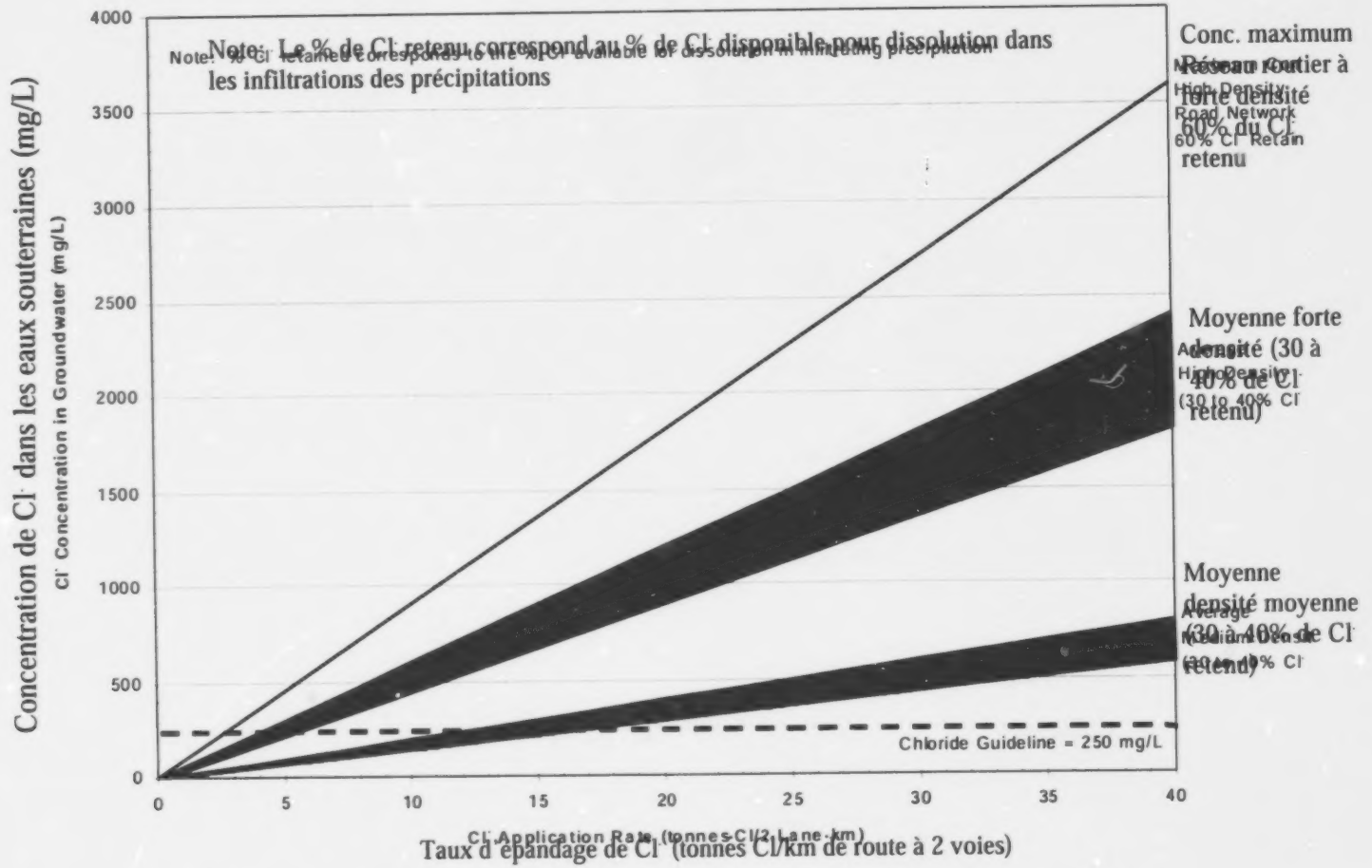


Figure 86 - Concentration estimée de chlorure dans les eaux souterraines à divers taux d'épandage et à un taux d'alimentation des eaux souterraines de 10cm/an

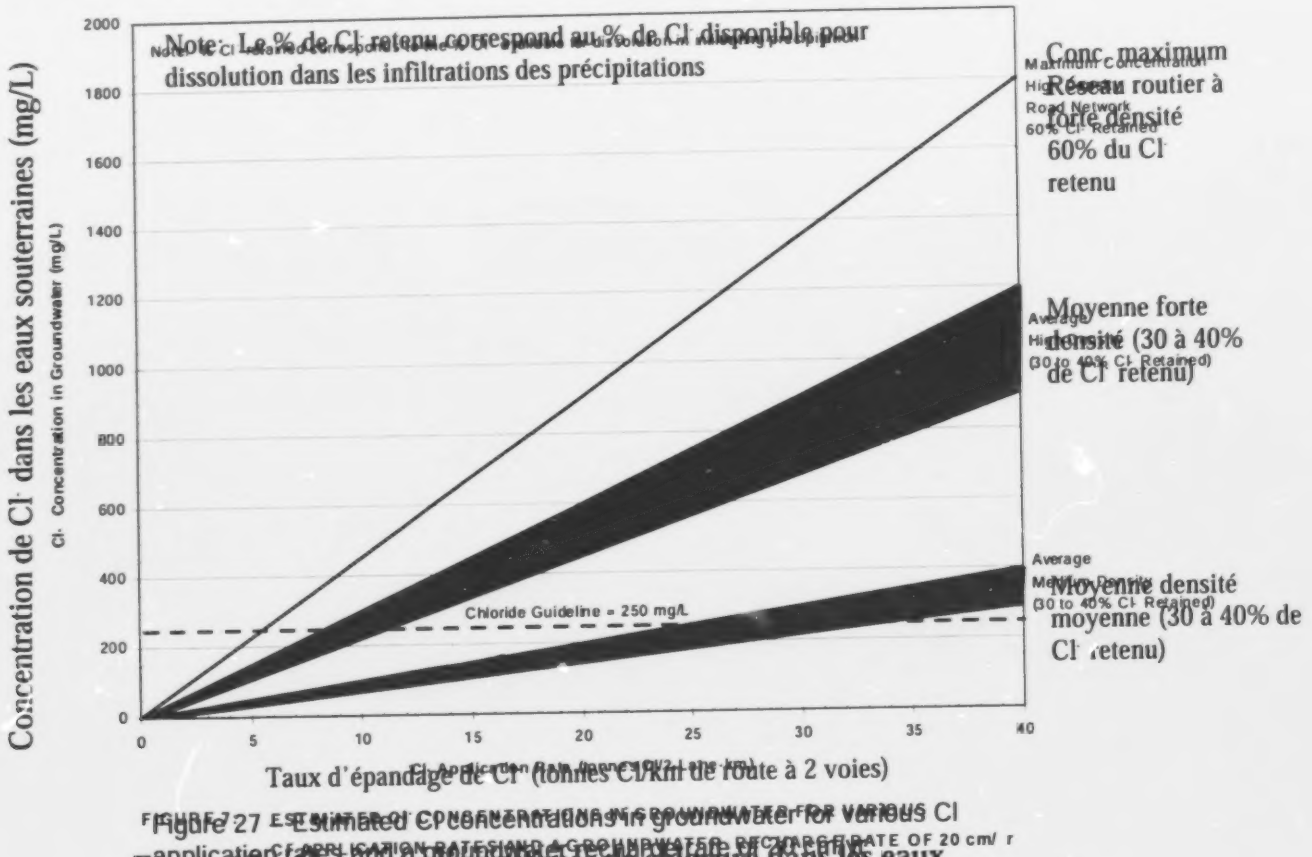


Figure 27 ESTIMATED Cl CONCENTRATIONS IN GROUNDWATER FOR VARIOUS Cl application rates, ASSUMING A GROUNDWATER RECHARGE RATE OF 20 cm/ r

Figure 17 : Concentration estimée de chlorure dans les eaux souterraines à divers taux d'épandage et à un taux d'alimentation des eaux souterraines de 20 cm/an

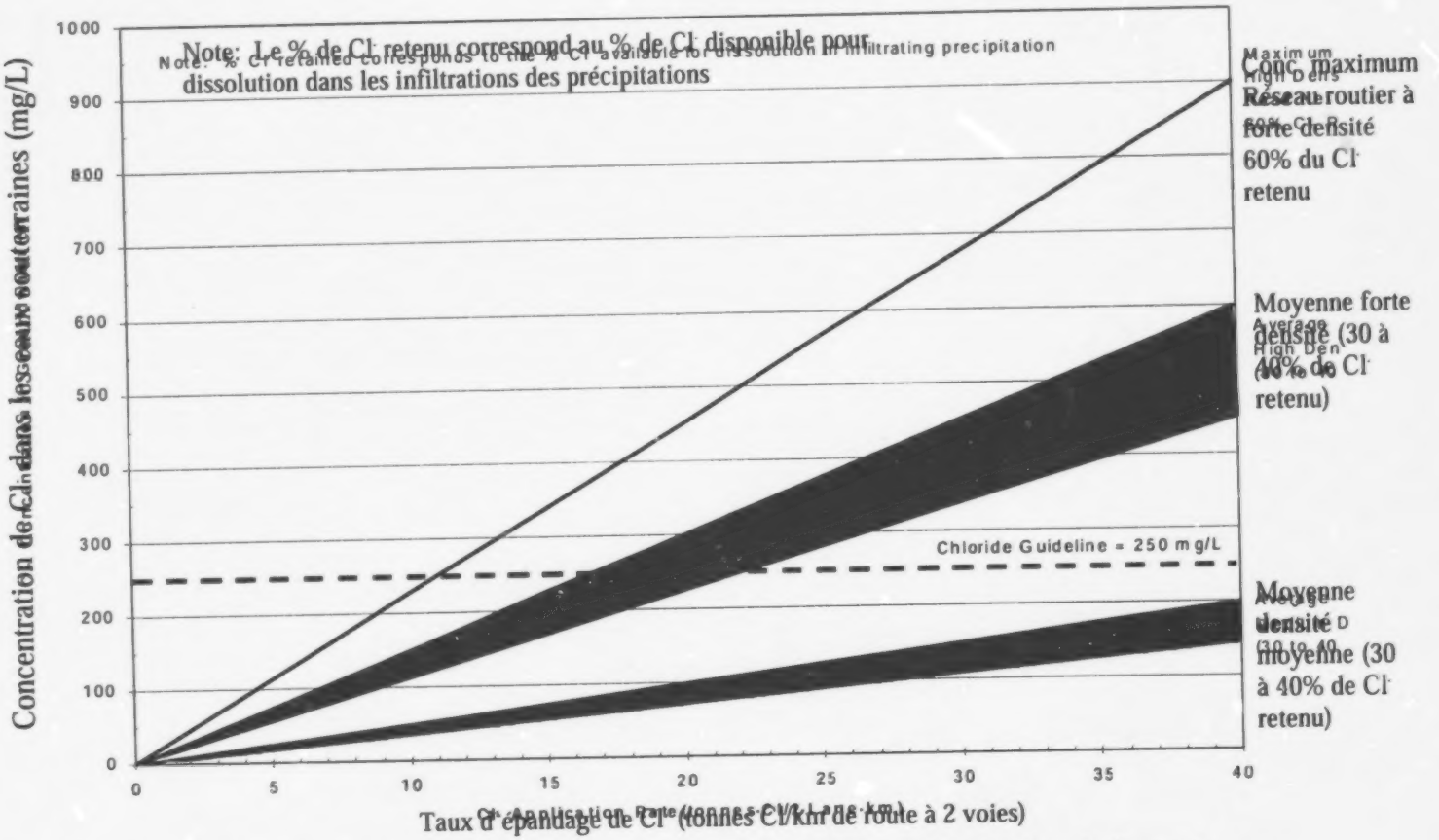


Figure 18 : Concentration estimée de chlorure dans les eaux souterraines à divers taux d'épandage et à un taux d'alimentation des eaux souterraines de 40 cm/an

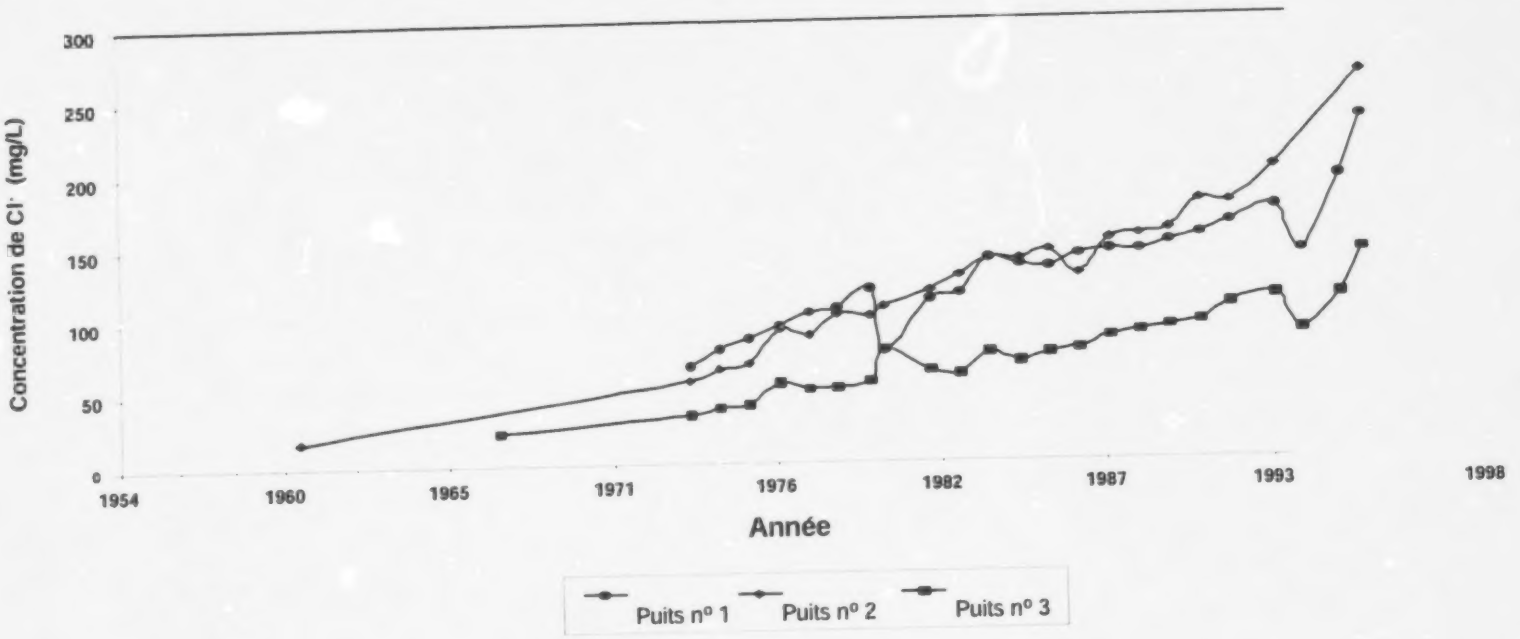


Figure 19 : Concentration de chlorure dans les eaux souterraines des puits municipaux d'approvisionnement dans le sud de l'Ontario

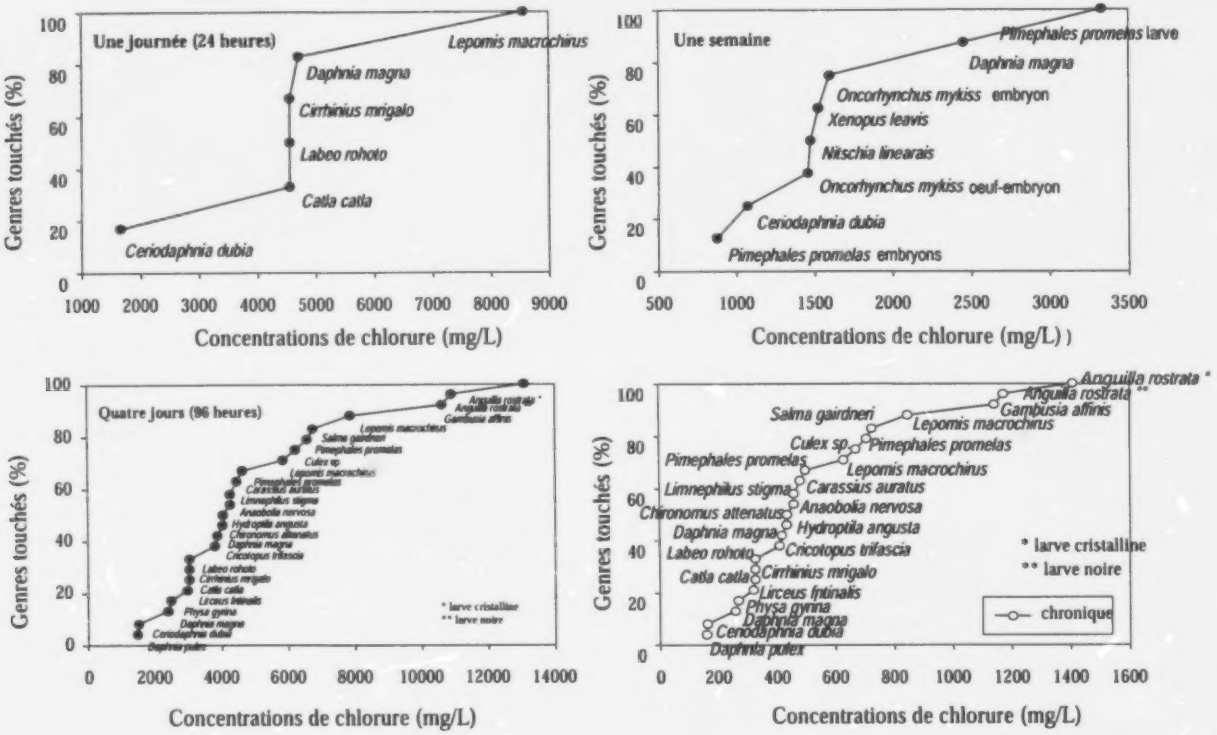


Figure 20 : Toxicité aiguë expérimentale et toxicité chronique prévue pour les taxons aquatiques

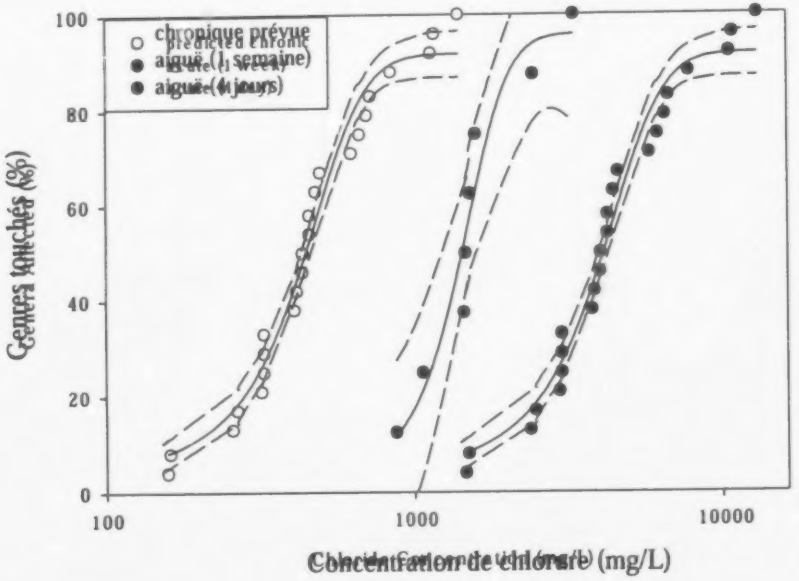


Figure 21 : Toxicité aiguë expérimentale et toxicité chronique prévue pour les taxons aquatiques

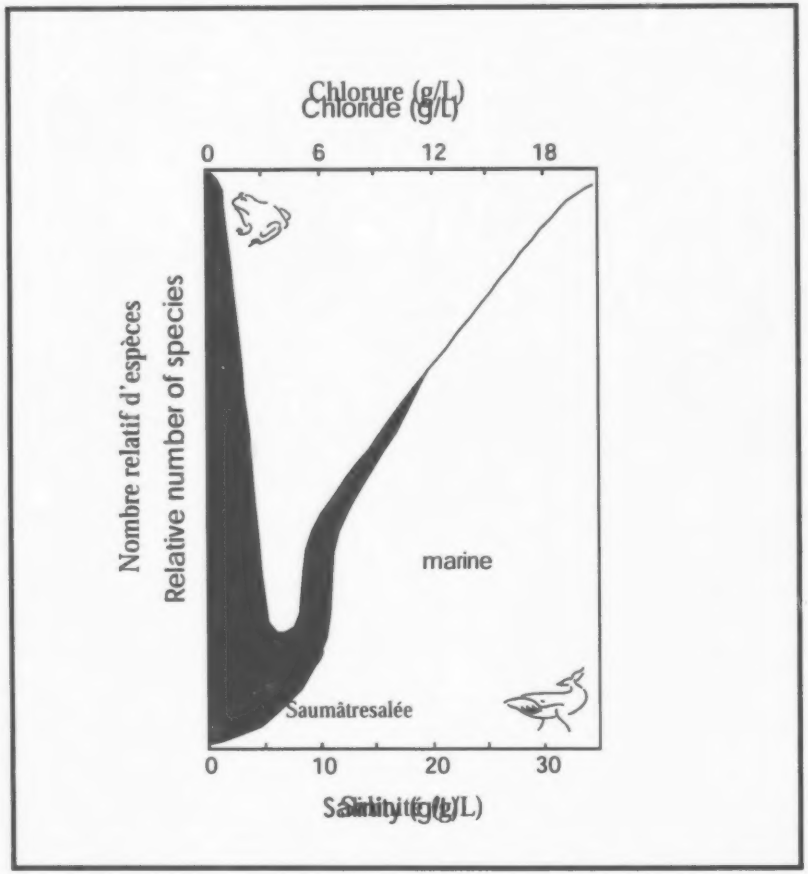


Figure 22 : Diversité des espèces selon une gr ille de salinité et de chlorure

Figure 23 : Carte de localisation des régions d'épandage de sels de voirie posant un danger faible, moyen ou élevé, selon le produit de la teneur en argile du sol et du coefficient de sodium échangeable

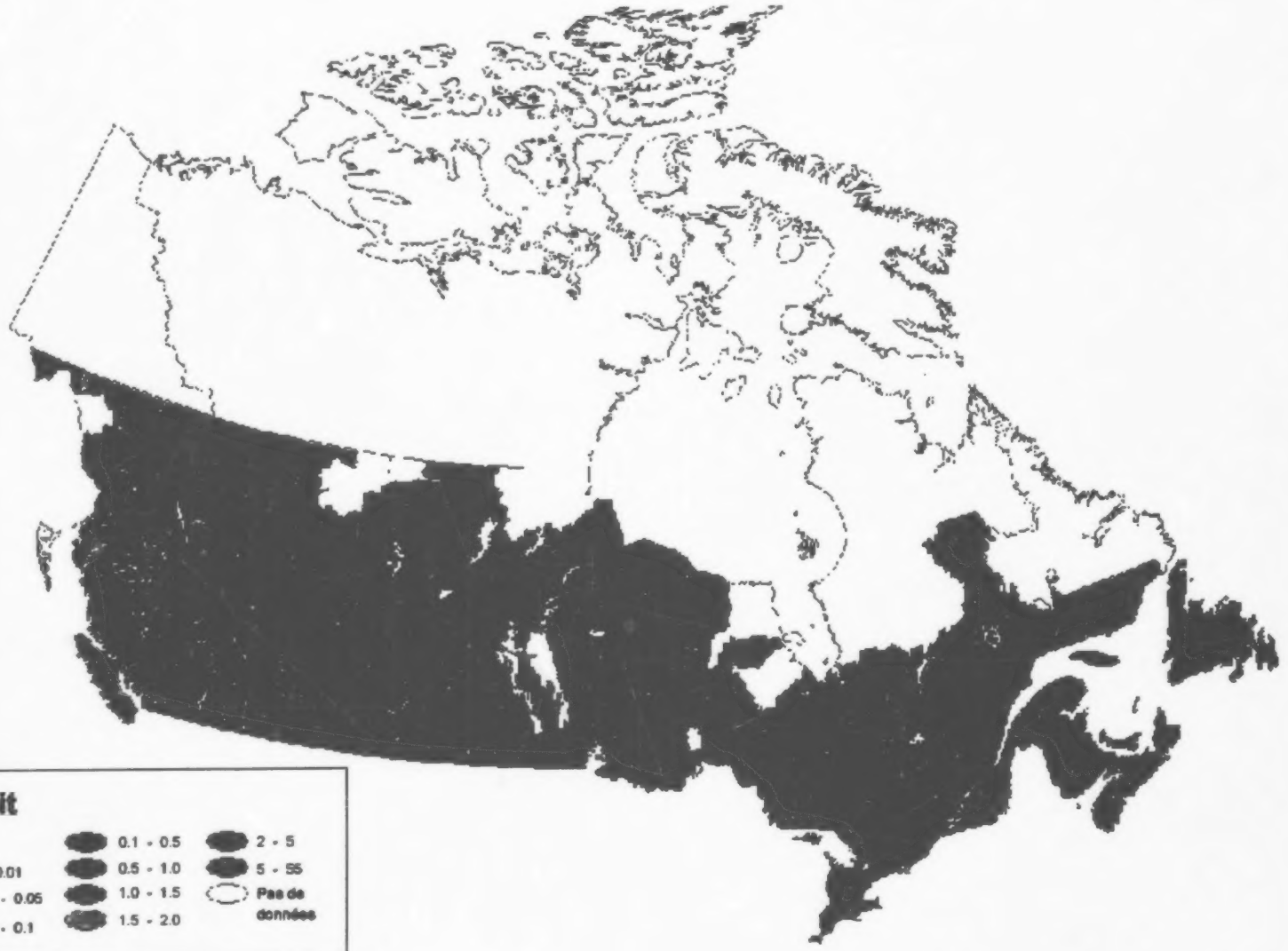
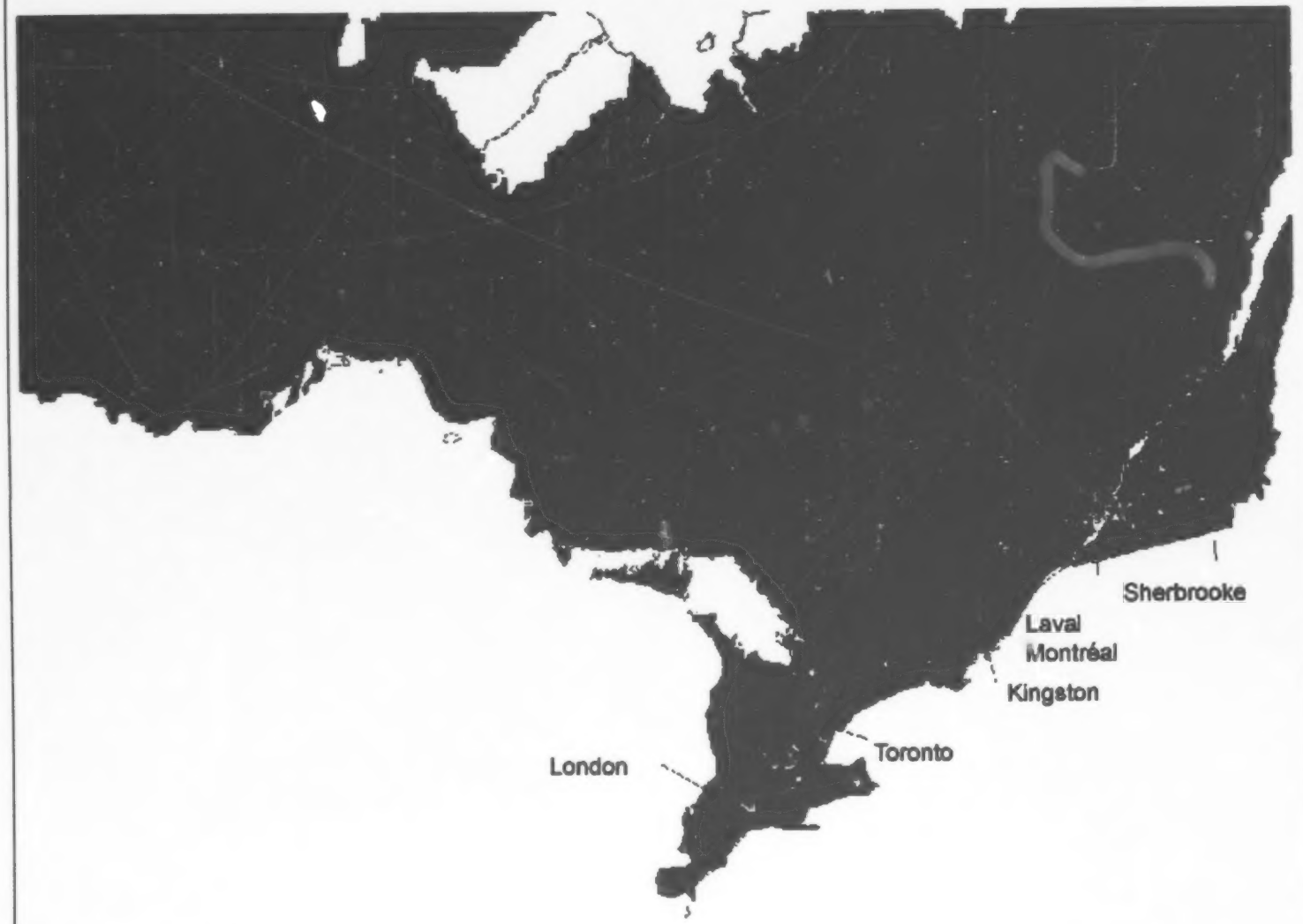


Figure 24 : Estimation des solides dissous totaux, de la conductivité électrique et du potentiel osmotique de la solution du sol et des eaux de surface moyennes, par bassin versant de niveau 2 et par municipalité, centre du Canada



Légende

SDT (g / l)

0
0.0004
0.0004 - 0.0008
0.0008 - 0.001
0.001 - 0.005
0.005 - 0.009
0.009 - 0.02
0.02 - 0.06
0.06 - 0.1
0.1 - 0.8
0.8 - 1.5
1.5 - 7.44

CE, mS / cm

0
0.0006
0.0006 - 0.0013
0.0013 - 0.0016
0.0016 - 0.0078
0.0078 - 0.0141
0.0141 - 0.313
0.313 - 0.0908
0.0908 - 0.1563
0.1563 - 1.25
1.25 - 2.3438
2.3438 - 11.60

Osmose en atm.

3.972 - 0.7998
0.7998 - 0.4265
0.4265 - 0.0533
0.0533 - 0.032
0.032 - 0.0107
0.0107 - 0.0048
0.0048 - 0.0027
0.0027 - 0.0005
0.0005 - 0.0004
0.0004 - 0.0002
0.0002 - 0.0
0

Figure 25 : Estimation des solides dissous totaux, de la conductivité électrique et du potentiel osmotique de la solution du sol et des eaux de surface moyennes, le long des routes par district provincial d'entretien des routes, centre du Canada

Légende

SDT (g / L)

- 0 - 0.14
- 0.14 - 1.0
- 1.0 - 4.0
- 4.0 - 8.0
- 8.0 - 12.0
- 12.0 - 16.0
- 16.0 - 17.5

mS / cm

- 0 - 0.22
- 0.22 - 1.56
- 1.56 - 6.25
- 6.25 - 12.5
- 12.5 - 18.75
- 18.75 - 25.0
- 25.0 - 27.35

Osmose en atm.

- -9.37 - -8.56
- -8.56 - -6.41
- -6.41 - -4.27
- -4.27 - -2.13
- -2.13 - -0.53
- -0.53 - -0.07
- -0.07 - 0.0

Figure 26 : Pourcentage de sodium échangeable le long des routes par district provincial d'entretien

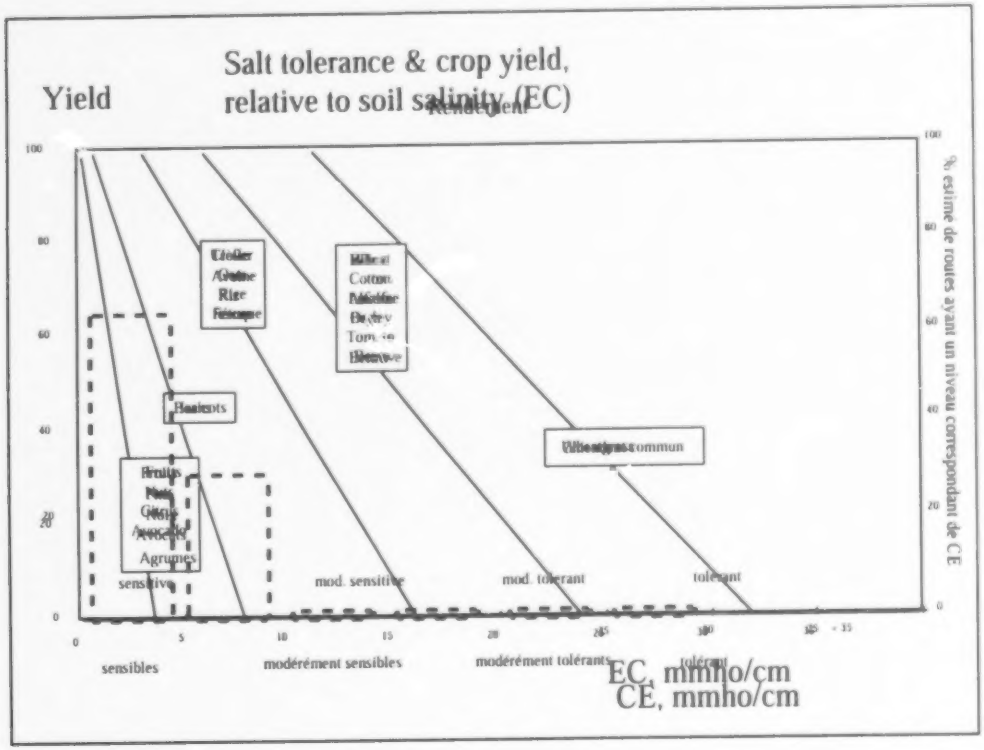



Figure 27 : Tolérance au sel et rendement des récoltes en fonction de la salinité du sol (conductivité électrique CE) et % estimé de routes ayant un niveau correspondant de CE